

UNIVERSIDADE FEDERAL DE MINAS GERAIS
INSTITUTO DE GEOCIÊNCIAS
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM GEOGRAFIA

Waldemir Lima dos Santos

**DINÂMICA HIDROECOGEOFOLÓGICA EM BACIA DE DRENAGEM:
EFEITOS DO USO E OCUPAÇÃO DA TERRA NO SUDOESTE AMAZÔNICO –
ACRE – BRASIL**

Belo Horizonte - MG

Janeiro/2013.

Waldemir Lima dos Santos

**DINÂMICA HIDROECOLOGEOMORFOLÓGICA EM BACIA DE DRENAGEM:
EFEITOS DO USO E OCUPAÇÃO DA TERRA NO SUDOESTE AMAZÔNICO –
ACRE - BRASIL**

Tese apresentada à Coordenação do Programa de Pós-Graduação em Geografia do Instituto de Geociências da Universidade Federal de Minas Gerais, como cumprimento das exigências à obtenção do título de Doutor em Geografia.

Área de Concentração: Análise Ambiental

Orientadora: Profa. Dra. Cristina Helena R. Rocha Augustin

Belo Horizonte – MG

Janeiro/2013.

S237d Santos, Waldemir Lima dos.
2013 Dinâmica hidroecogeomorfológica em bacia de drenagem
[manuscrito] : efeitos do uso e ocupação da terra no sudoeste
amazônico – Acre – Brasil / Waldemir Lima dos Santos. – 2013.
xix, 289 f. : il. (color.).

Tese (doutorado) – Universidade Federal de Minas Gerais, Instituto
de Geociências, 2013.

Área de concentração: Análise Ambiental.

Orientadora: Cristina Helena R. Rocha Augustin.

Bibliografia: f. 272-289

Inclui anexos e apêndices.

1. Solo – Uso – Teses. 2. Biogeoquímica – Teses. 3. Acre – Teses.
I. Augustin, Cristina Helena R. Rocha. II. Universidade Federal de Minas
Gerais, Instituto de Geociências. III. Título.

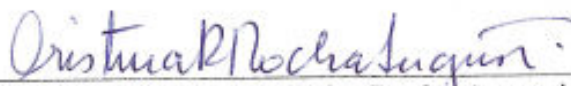
CDU: 631.417

FOLHA DE APROVAÇÃO

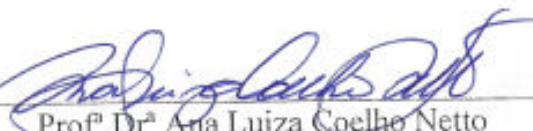
Tese intitulada: *Dinâmica Hidroecogeomorfológica em Bacia de Drenagem: Efeitos do uso e ocupação da terra no sudoeste amazônico – Acre – Brasil*, de autoria do doutorando **Waldemir Lima dos Santos**, apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Geografia do Instituto de Geociências da UFMG como requisito parcial à obtenção do título de Doutor em Geografia.

Área de Concentração: Análise Ambiental.

Aprovada pela **BANCA EXAMINADORA** constituída pelos seguintes professores:



Profª Drª Cristina Helena Ribeiro Rocha Augustin
(Orientadora e Presidente da Banca)



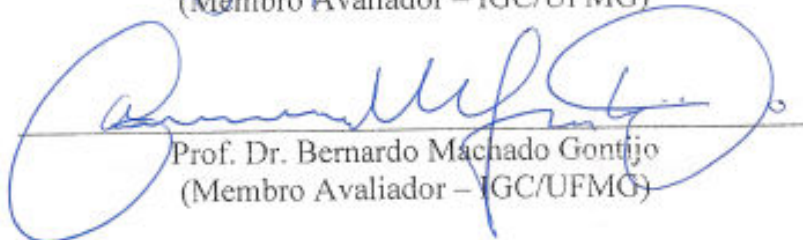
Profª Drª Ana Luiza Coelho Netto
(Membro Avaliadora - UFRJ)



Prof. Dr. Arhimedes Perez Filho
(Membro Avaliador - UNICAMP)



Prof. Dr. Fábio Soares de Oliveira
(Membro Avaliador – IGC/UFMG)



Prof. Dr. Bernardo Machado Gontijo
(Membro Avaliador – IGC/UFMG)

Belo Horizonte/MG, 09 de janeiro de 2013.

Aos filhos *Vinícius Barros, Carlos Henrique e Diego Renan* por suportarem e compreenderem a razão de minha ausência durante longas horas e dias destinados à construção desse trabalho.

À *Rubervânia Nogueira* pelo companheirismo e pelas palavras de apoio indispensáveis nos momentos mais difíceis dessa jornada.

Aos que acreditam em Mundo melhor, onde a harmonia entre o homem e a natureza seja o principal objetivo.

DEDICO!

AGRADECIMENTOS

Inicialmente agradeço a Deus, por ter me concedido o dom da vida e sobre ela ter lançado saúde e coragem para chegar até a realização deste sonho!

Honrado agradecimento aos meus pais que me estimularam ao aprendizado escolar e souberam me dar o carinho e a força necessária para que alcançasse este momento sublime em minha vida.

Agradeço imensamente a Prof^ª. Dr^ª. Cristina Helena Ribeiro Rocha Augustin, pelos ensinamentos em Geomorfologia, pelo convívio, pelas ótimas discussões, incentivos e pela amizade! Com muita competência e profissionalismo, cedeu-me seu precioso tempo para orientar-me até a finalização deste trabalho. À ela, o meu muito obrigado e profunda gratidão!

Agradeço ao Instituto de Geociências da Universidade Federal de Minas Gerais – IGC/UFMG e, destacavelmente, a todo corpo docente do Programa de Pós-Graduação em Geografia pelo acolhimento e pela oportunidade de convivência em um ambiente academicamente produtivo e de excelentes profissionais. A eles, o meu profundo reconhecimento!

Agradeço:

Aos meus colegas de turma, especialmente aos amigos Frederico Wagner, Saul Silva e Alex Lima, pelas discussões acadêmicas, pelos momentos de alegrias e de angústias compartilhadas. Obrigado por vossas amizades!

Aos colegas do Piauí, Iracilde Moura, Wilson Santos e José Ferreira Mota Júnior (*in memorian*), pelas horas de convívio, pelas palavras de apoio e pelos intensos trabalhos de campo sem igual. Foi um prazer inenarrável conhecê-los!

À Amanda Luzia da Silva, técnica de laboratório do CPMTc – Centro de Pesquisa Manuel Teixeira da Costa do Instituto de Geociências/IGC, pela disponibilidade e ajuda indispensável visando a compreensão dos resultados de Difractometria de Raios-X;

Ao colega Frank Oliveira Arcos, pela disponibilidade e ajuda sempre providencial, tanto nos trabalhos de campo quanto em tantas outras atividades. Sou-lhe profundamente grato, companheiro!

Aos alunos Francisco Ivam Castro do Nascimento (Mestrando em Desenvolvimento Regional) e Eliana Alves (Graduanda em Geografia), pelo apoio incondicional.

Aos colegas da Unidade de Tecnologia de Alimentos da Universidade Federal do Acre – UTAL/UFAC, Geógrafo Rui Sant’Ana de Menezes e a Bióloga Cydia de Menezes Furtado pela ajuda providencial e indispensável no tocante as análises das amostras de água e as discussões proveitosas que nortearam a interpretação dos dados. À vocês, o meu profundo reconhecimento e gratidão!

Ao colega Prof. Raimundo Nonato Castro da Silva, “Nonato”, do Centro de Ciências Exatas e Tecnológicas (CCET) pela amizade e pelas discussões proveitosas no tocante ao tratamento dos dados. Muito obrigado, companheiro!

Ao Prof. Manuel Alves Ribeiro Neto (*in memoriam*) que ainda em vida cedeu-me seu precioso tempo no Laboratório de Fertilidade de Solos da UFAC para ensinar-me a proceder as análises das amostras de solos desta pesquisa, com todo brilhantismo e maestria que lhe era peculiar. Saudades do mestre!

Às pessoas do Laboratório de Fertilidade de Solos, nos nomes do Técnico de Laboratório, Sr. Luis Paiva, pelas análises químicas, do acadêmico de Engenharia Agrônômica Marcelo Filismino de Azevedo e do Prof. William Flores, pelas discussões proveitosas que nortearam parte da discussão dos dados.

À Universidade Federal do Acre – UFAC através do Centro de Filosofia e Ciências Humanas pela liberação para cursar o doutorado.

Ao Conselho Nacional de Desenvolvimento Científico e Tecnológico – CNPq pela concessão da bolsa de doutorado nos dois últimos anos.

Enfim, agradeço as demais instituições e pessoas que direta ou indiretamente colaboraram com a elaboração desta pesquisa.

“Aprender é a única coisa de que a mente nunca se cansa, nunca tem medo e nunca se arrepende”. (Leonardo da Vinci).

RESUMO - As mudanças no uso da terra observadas desde a segunda metade do século XX, especialmente no estado do Acre, sudoeste amazônico, têm causado transformações na dinâmica natural. Essas alterações carecem, contudo, de estudos mais holísticos e aprofundados que possam identificar seus possíveis impactos em uma região detentora de condições ambientais que a tornam um ambiente extremamente fragilizado diante de intervenções humanas, como por exemplo, a conversão das áreas de floresta em áreas de pastagens. Este trabalho constitui uma contribuição ao conhecimento das condições hidrogeomorfológicas atuais provenientes dessas mudanças, enfocando como estudo de caso a bacia do igarapé Judia, localizada na região leste do estado do Acre (coordenadas de 10°2'40''S e 67°44'25''W e 9°58'27''S e 67°47'29''W), por esta ser duplamente representativa. De um lado, representa a principal fonte de água potável que abastece parte da cidade de Rio Branco/AC; e, de outro, apresenta características decorrentes das transformações que atualmente estão ocorrendo no leste acreano. O estudo teve como objetivo principal compreender a dinâmica hidrogeomorfológica da área, com ênfase na influência dos efeitos do uso e ocupação da terra. Para tanto, enfocou temáticas como: 1) perda de água e sedimentos em diferentes coberturas vegetais; 2) evolução do uso e ocupação da terra; 3) análise de variáveis morfométricas da bacia; e 4) características geomorfopedológicas e biogeoquímica da água. Inicialmente, investigou-se as perdas de água e sedimentos em áreas de pastagens e floresta em parcelas experimentais. As perdas de sedimentos na pastagem apresentaram-se menores do que na floresta. Quanto às perdas de água a situação foi inversa, sendo elevadas nas vertentes sob pastagem, fato que confere às áreas de pastagens caráter prejudicial à recarga dos mananciais da região. Conforme a análise morfométrica da bacia, evidenciaram-se características que denotam a intervenção antrópica através dos valores de Densidade Hidrográfica (0,69 canais/km²) e Densidade de Drenagem (1,00 km/km²). Variáveis como amplitude altimétrica (Hm), relação de relevo (Rr) e índice de rugosidade (Ir) indicam que o relevo da bacia é predominantemente plano, constituído de vertentes pouco extensas e com baixa declividade. Desse modo, acredita-se que a elaboração das formas e a dinâmica de saída de sedimentos da bacia se coadunam com as atividades antrópicas mais do que somente por aspectos topográficos naturais. Evidenciou-se isto a partir do mapeamento do uso e ocupação da terra na bacia que apresentou 64,86% de ocupação de pastagem no ano de 2010, com projeção para alcançar 68,63% em 2016, caso o desmatamento na região não seja contido. Constatou-se que a retirada da floresta para a formação de pastagens pode ser um dos principais motivos para as alterações na rede de drenagem, com o barramento da água para construção de açudes, bem como para o aumento da compactação dos solos. Análises de solo distribuídos do alto ao baixo curso da bacia demonstraram aumento de acidez, com a presença de baixos valores de pH e elevados teores de Al⁺³. Estes fatos vêm acompanhados de decréscimo na concentração de nutrientes como Ca²⁺, Mg²⁺, K⁺ e Na⁺, e maior frequência da argila caulínica. Constatou-se, ainda, a presença de goethita, ilita e quartzo da mesma forma como observado em outros trabalhos realizados em solos do Acre, representando solos mais jovens, típicos de ambientes deposicionais. Tais características, associadas às demais assinaladas acima indicam tratar-se de solos não muito favoráveis para a prática da agricultura. Os efeitos do atual uso da terra também foram evidenciados pela disponibilidade dos elementos químicos na água e no efeito sobre a qualidade da mesma. Os metais Fe, Mn, Zn, Cu e Cr apresentaram valores anômalos, tanto no período de seca como no período de cheia, de acordo com os limites estabelecidos na Resolução CONAMA nº 357/2005. A concentração de metais como Mn, Zn, Cr e Cu na água, aparentemente, está atrelada aos pesticidas, herbicidas e fertilizantes utilizados nas pastagens e, ainda, à presença de curtumes na área rural. No caso da área urbana, os valores refletem os efeitos da urbanização, com altos teores de NT, PT e Amônia, confirmando as hipóteses iniciais desta pesquisa. Há, portanto indicativos inequívocos de que o atual uso e ocupação da terra na área, é fator determinante na

alteração das condições naturais da bacia do igarapé Judia. Sugere-se que intervenções, com base nos dados desta pesquisa, devam ser levadas a efeito com vistas a manutenção da bacia como provedora de água potável, sendo esta de fundamental importância para a população local e para a manutenção dos seus recursos naturais.

Palavras-Chave: Uso da terra. Dinâmica ambiental. Características biogeoquímicas. Acre.

ABSTRACT - Changes in land-use observed since the second half of the twentieth century have brought changes in natural dynamics, specifically, in the state of Acre, southwestern Amazon. Such changes, however, must be supported by more holistic and in-depth studies able to identify their impacts in a region that holds environmental conditions that make it an extremely weakened place in the presence of major interventions, as for example, the conversion of forest areas in areas of pastures. This work represents a contribution to the knowledge of current hidrogeomorphologic conditions, originating from such changes, focusing on the study of *Igarapé Judia*, located in the state of Acre eastern region (coordinates of 10°2'40" S and 67°44'25"W and 9°58'27" S and 67°47'29' W), which it is considered doubly representative. On the one hand, it is currently the main source of drinking water that supplies part of the city of Rio Branco/AC; and, on the other hand, it presents characteristics that denote all the transformations that are currently taking place in the east of Acre. The main aim of this study was to understand the hidrogeomorphologic dynamic with emphasis on the influence of the effects of the land use and occupation. Therefore, it focused on themes such as: 1) the loss of water and sediments in different vegetation covers; 2) the evolution of the use and occupation of land; 3) the basin morphometric variables; 4) and the geomorphopedological and biogeochemical water characteristics. Initially, we investigated the loss of water and sediments in areas of pasture and in experimental forest spots. The losses of sediment in the pasture were lower than in the forest. As for water losses, the situation was the opposite, being high in the pasture hillsides. This fact gives a detrimental characteristic to the pasture areas related to region water sources renewal. According to the basin morphometric analysis, it was revealed characteristics that denote the anthropic intervention through Density Watershed values (0.69 channels/ km²) and Drainage Density (1.00 km/ km²). Variables such as magnitude altimetry, relief relationship and roughness index reveals that the basin granted the basin a flat structure, consisting of strands of low slope and small extension. Thus, it is believed that the preparation of the forms and dynamic output of sediments in the basin are most in line with the anthropogenic activities than by topographical natural aspects. From mapping use, it was evident that the use and occupation of the land in the basin, which showed 64.86% of pasture in 2010, could reach 68.63% in 2016, if the deforestation in the region would not be restrained. It was found that the forest exploitation to pasture formation may be one of the main reasons for changes in the drainage network, with water collection systems to dams construction, as well as to increase soil compaction. Soil analysis distributed from the top to the lower course of the basin showed an increase of acidity by low pH and high levels of Al⁺³. They come with a decrease of the nutrients concentration such as Ca²⁺, Mg²⁺, K⁺ e Na⁺, and a higher score of kaolinitic clay. It was also noted the presence of goethite, illite, and quartz in small proportions, just as observed in other studies carried out in soils of Acre, representing younger soils, typical of depositional environments. These characteristics, tied to the already mentioned ones, indicate that these soils are not suitable for agriculture. The effects of current land-use were also evidenced by the disposal of chemicals elements in water and its quality. The metals Fe, Mn, Zn, Cu and Cr showed anomalous values both in the dry and in the wet period, according to CONAMA Resolution No. 357/2005. Possibly, the concentration of metals, such as Mn, Zn, Cr and Cu, may be linked to the use of pesticides, herbicides, fertilizers used in pastures and still the presence of tanneries in the rural area. In the case of the urban area, the values reflect the effects of urbanization, with high levels of NT, PT and Ammonia, confirming the initial hypothesis of this research. It is clear that the current land-use and occupation of land in the area are important factors to change the natural conditions of *Igarapé Judia* basin. It is suggested that interventions, based on this research data, should be made for the maintenance of that environment as provider of drinking water, since it is of fundamental importance for the local population and for the maintenance of their natural resources.

Keywords: Land-use. Environmental dynamics. Biogeochemical characteristics. Acre.

RÉSUMÉ - Les changements observés depuis la seconde moitié du XXe siècle, surtout dans le sud-ouest de l'état d'Acre amazonien, ont provoqué des changements dans la dynamique naturelle. On doit, toutefois, prendre plus globale et approfondies des études pour identifier les impacts possibles sur une région fragile par les interventions de l'homme, par exemple, les zones de pâturage à la place des zones forestières. En ce sens, ce travail est une contribution à la connaissance des conditions hydrographiques, écologiques et géomorphologiques actuelles en mettant l'accent sur l'étude de cas du bassin de l'igarapé de la Judia, situé dans la région est de l'état d'Acre (coordonnées du 10 ° 2 ' 40 " S et 67 ° 44 ' 25 " W et 9 ° 58 ' 27 " S et 67 ° 47 ' 29 " W), pour être doublement représentatif. D'une part, représente la principale source d'eau potable qui fournit une partie de Rio Branco, la capitale de l'état de l'Acre.; et, d'autre part, les caractéristiques résultant de changements qui se produisent actuellement dans l'est de l'Acre. L'étude visait à comprendre la dynamique hydrographiques, écologiques et géomorphologiques de la zone, en mettant l'accent sur l'influence des effets de l'utilisation et de l'occupation du terrain. À cette fin, la recherche a été axée sur des sujets tels que: 1) la perte d'eau et de sédiments dans différentes couvertures végétaux; 2) l'évolution de l'utilisation et de l'occupation territoriale; 3) l'analyse des variables morphométriques du géomorphologique et pédologiques; et 4) caractéristiques de la geomorfopedológicas, pédologiques et biogéochimique de l'eau. Au départ, on ont étudié la perte d'eau et des sédiments dans les zones de prairies et forêt dans des parcelles expérimentales. La perte des sédiments dans les pâturages étaient plus petits que dans la forêt. Quant à la perte d'eau, la situation a été l'inverse, étant élevé dans les terrains consacrées aux pâturages, ce qui donne aux zones de pâturage une perte de recharge du bassin hydrographique de la région. Comme l'analyse morphométrique du bassin présentait des caractéristiques qui dénotent une intervention humaine à travers les valeurs de densité hydrographique ($0,69 \text{ canaux / km}^2$) et la densité du réseau hydrographique (1.00 km/km^2). Variables comme échelle élévations (Hm), le ratio de grugeage (Rr) et indice de rugosité (Ir) indiquent que le relief du bassin est principalement plat, consistant en une vaste et peu jette avec faible pente. Ainsi, on estime que l'élaboration de formes et de la dynamique de sortie de sédiments du bassin se combinent avec les activités humaines en plus des aspects topographiques naturelles. Était-ce la cartographie de l'utilisation et l'occupation des terres dans le bassin qui présenté 64,86 occupation de pâturage en l'an 2010, avec projection d'atteindre 68. 63 en 2016, si la déforestation dans la région ne figure pas. On a observé que le retrait de la forêt pour pâturages peut prendre l'une des principales raisons pour les changements dans le réseau de drainage, avec le bateau-bus pour la construction de barrages, ainsi qu'à la compaction du sol accrue. Analyses de sols distribués du haut au bas bassin cours démontré augmentation en acidité, avec la présence de faibles valeurs de pH et des concentrations élevées de Al³. Ces faits venir accompagnés d'une diminution de la concentration d'éléments nutritifs que Mg², Ca², K et Na et augmentation de la fréquence d'argile kaolinitique. Il y avait aussi la présence de goethite, de quartz et d'illite de la même manière comme il est indiqué dans d'autres études du sol dans l'état de l'Acre, lesquels représentant des sols plus jeunes, typiques des milieux sédimentaires. Ces caractéristiques, combinées avec l'autre mentionné ci-dessus indiquent que ce n'est pas les sols très favorables à l'agriculture. Les effets de l'utilisation actuelle des terres ont également été mis en évidence par la disponibilité des éléments chimiques dans l'eau et sur l'effet de sa qualité. Les métaux, Fe, Mn, Zn, Cu et Cr ont montré des valeurs anormales, tant dans la période de sécheresse comme en plein, conformément aux limites établies dans la résolution CONAMA 3572005. La concentration de métaux tels que le Cr, Mn, Zn et Cu sur l'eau, apparemment, est liée aux pesticides, herbicides et engrais utilisés sur les pâturages et la présence des tanneries dans la zone rurale. Dans le cas de l'agglomération, les chiffres reflètent les effets de l'urbanisation, avec des niveaux élevés de NT. PT et de l'ammoniac, confirmant l'hypothèse de départ de cette recherche. Il y a donc clairement que l'utilisation actuelle et l'occupation de terres dans la région, est la détermination des indicateurs facteur dans le changement des conditions naturelles du igarapé de la Judia. Il est suggéré que, sur la base de cette recherche, doit être effectué en vue de maintenir le bassin en tant que fournisseur d'eau potable, qui est d'une

importance fondamentale pour la population locale et pour le maintien de ses ressources naturelles.

Mots-clés: Utilisation des terres. Dynamique de l'environnementale. Caractéristiques biogéochimiques. Acre.

LISTA DE FIGURAS

	Pág.
Figura 1 Localização da área de estudo, situação da bacia do Igarapé Judia com relação ao Rio Acre e vista das áreas de conversão de floresta em áreas de pastagem.....	22
Figura 2 Sistema hidrológico básico em uma bacia de drenagem.....	30
Figura 3 Forma da bacia e a relação entre o tempo (T) e a quantidade de descarga (D) de água.....	32
Figura 4 Processos que ocorrem antes e após o desmatamento.....	37
Figura 5 Alguns mecanismos de geração do escoamento concentrado.....	41
Figura 6 Demonstração de uma parcela em laboratório (A) e em área de agricultura (B).....	44
Figura 7 Mapa de localização da bacia do Igarapé Judia (AC).....	50
Figura 8 Totais de precipitação (mm) para o estado do Acre – 1971-2000.....	52
Figura 9 Temperatura mínima e máxima (°C) para o Acre – médias mensais para período de 1971 a 2000.....	53
Figura 10 Determinação do índice de forma da bacia.....	60
Figura 11 Espacialização dos pontos de coleta de água e solo.....	65
Figura 12 Procedimentos para a definição da potencialidade erosiva.....	67
Figura 13 Espacialização das parcelas experimentais - Vertentes 1 (A) e 2 (B).....	68
Figura 14 Vista dos equipamentos utilizados para medida de declividade.....	69
Figura 15 Vista das parcelas instaladas nas vertentes 1 e 2.....	71
Figura 16 Pluviômetro <i>Ville de Paris</i> instalado na área de estudo.....	72
Figura 17 Densímetro esférico côncavo.....	74
Figura 18 Demonstração dos principais procedimentos em laboratório para filtragem e aferição do material particulado.....	78
Figura 19 Procedimentos para a definição da potencialidade erosiva.....	81
Figura 20 Rede de drenagem antiga (esquerda) e corrigida (direita).....	86
Figura 21 Exemplo do entalhamento de vale fluvial no alto curso da bacia do Igarapé Judia.....	88
Figura 22 Hierarquização da Bacia de Drenagem.....	92
Figura 23 Mapa Hipsométrico da bacia do Igarapé Judia.....	93
Figura 24 Formas de relevo em função da declividade	94
Figura 25 Mapa de declividade da área de estudo.....	96
Figura 26 Espacialização das classes de solos da bacia do Igarapé Judia.....	99
Figura 27 Classes, relevo e perfil de localização da coleta de amostras de solo.....	100
Figura 28 Erosão laminar em área de pastagem.....	101
Figura 29 Perfil nº 06 indicando aumento do teor de argila em subsuperfície.....	102
Figura 30 Perfil nº 1, exemplo do teor de Al ³⁺ em relação às classes texturais.....	103
Figura 31 Perfil nº 11, demonstrando o comportamento do Al ³⁺ e Ca ²⁺ em solo argiloso - baixo curso.....	104
Figura 32 Perfil nº 1, exemplificando o Comportamento do teor de Ca ²⁺ , Matéria Orgânica (MO), Al ³⁺ e pH em solo franco-arenoso – alto curso.....	105
Figura 33 Comportamento dos valores médios de pH dos solos ao longo da bacia do Igarapé Judia.....	107
Figura 34 Comportamento dos valores médios de Al ³⁺ dos solos ao longo da bacia do Igarapé Judia.....	108
Figura 35 Comportamento dos valores médios de Ca ²⁺ dos solos ao longo da bacia do Igarapé Judia.....	109
Figura 36 Comportamento dos valores médios de saturação de bases (V%) dos solos ao longo da bacia do Igarapé Judia.....	110
Figura 37 Difratogramas de raios-X da fração argila do perfil nº 4 – Alto curso.....	114
Figura 38 Difratogramas de raios-X da fração argila do perfil nº 11 – Baixo curso.....	116
Figura 39 Frequência de declividade, por percentual de área.....	121
Figura 40 Mapa de Susceptibilidade à Erosão Laminar na bacia do Igarapé Judia.....	124
Figura 41 Potencial à Erosão Laminar na bacia do Igarapé Judia.....	127

Figura 42	Assoreamento de canais em função do desmatamento.....	131
Figura 43	A formação de barragens nos vales fluviais associados ao desmatamento.....	132
Figura 44	Mapa de uso e ocupação da terra – ano de 1996.....	134
Figura 45	Mapa de uso e ocupação da terra – ano de 2000.....	135
Figura 46	Mapa de uso e ocupação da terra – ano de 2004.....	136
Figura 47	Mapa de uso e ocupação da terra – ano de 2008.....	137
Figura 48	Mapa de uso e ocupação da terra – ano de 2010.....	138
Figura 49	Processos erosivos nos locais de dessedentação de animais - área de pastagem.....	142
Figura 50	Percentual de uso e ocupação da terra no Setor “A” – 1996-2016.....	143
Figura 51	Mapas de espacialização do uso e ocupação da terra no Setor A (1996-2010).....	145
Figura 52	Percentual de uso e ocupação da terra no Setor “B” – 1996-2016.....	148
Figura 53	Mapas de espacialização do uso e ocupação da terra no Setor B (1996-2010).....	149
Figura 54	Percentual de uso e ocupação da terra no Setor “C” – 1996-2016.....	152
Figura 55	Mapas de espacialização do uso e ocupação da terra no Setor C (1996-2010).....	153
Figura 56	Perfil longitudinal e declividade da vertente 1.....	157
Figura 57	Perfil longitudinal e declividade da vertente 2.....	157
Figura 58	Perfis dos solos das áreas das parcelas experimentais.....	158
Figura 59	Cobertura vegetal (%), mensal, nas áreas das parcelas experimentais.....	159
Figura 60	Demonstrativo da compactação do solo na pastagem – Vertente 1.....	163
Figura 61	Demonstrativo da capacidade de infiltração de água no solo na pastagem – Vertente 1.....	164
Figura 62	Demonstração do efeito <i>splash</i> na parede da parcela instalada em área de floresta....	165
Figura 63	Demonstrativo da compactação do solo na floresta – Vertente 1.....	167
Figura 64	Demonstrativo da capacidade de infiltração de água no solo na floresta – Vertente 1.....	168
Figura 65	Demonstrativo da capacidade de infiltração de água no solo na floresta – Vertente 1.....	169
Figura 66	Regressão linear da perda de água e sedimento na pastagem - Vertente 1.....	170
Figura 67	Regressão linear da perda de água e sedimento na floresta - Vertente 1.....	171
Figura 68	Compactação do solo na pastagem- Vertente 2.....	174
Figura 69	Capacidade de infiltração de água no solo na pastagem – Vertente 2.....	174
Figura 70	Compactação do solo na floresta – Vertente 2.....	176
Figura 71	Capacidade de infiltração de água no solo na floresta – Vertente 2.....	177
Figura 72	Perda de água e sedimentos na parcela da pastagem e da floresta - Vertente 2.....	178
Figura 73	Regressão linear da perda de água e sedimento na pastagem - Vertente 2.....	179
Figura 74	Regressão linear da perda de água e sedimento na pastagem - Vertente 2.....	180
Figura 75	Variação percentual média das variáveis Vazão, pH e Temperatura da água entre os setores A, B e C – cheia de 2010 e 2011.....	188
Figura 76	Variação percentual média das variáveis Vazão, pH e Temperatura da água entre os setores A, B e C – seca de 2010 e 2011.....	189
Figura 77	Comportamento dos valores absolutos, pontuais e por setor, das variáveis de Vazão, Temperatura da água, pH e Alcalinidade total – período de cheia de 2010 e 2011.....	190
Figura 78	Comportamento dos valores absolutos, pontuais e por setor, das variáveis de Vazão, Temperatura da água, pH e Alcalinidade total – período de seca de 2010 e 2011.....	191
Figura 79	Concentração média de OD (mg/L) para os períodos de cheia (esquerda) e seca (direita) correspondentes aos anos de 2010 e 2011.....	193
Figura 80	Concentração média de DBO (mg/L) para os períodos de cheia (esquerda) e seca (direita) correspondentes aos anos de 2010 e 2011.....	194
Figura 81	Comportamento dos valores absolutos, pontuais e por setor, das variáveis de OD, DBO, Condutividade elétrica e DQO – período de cheia de 2010 e 2011.....	195
Figura 82	Comportamento dos valores absolutos, pontuais e por setor, das variáveis de OD, DBO, DQO e Condutividade Elétrica – período de seca de 2010 e 2011.....	196
Figura 83	Variação percentual média das variáveis OD, DBO, DQO e CE entre os setores A, B e C – cheia de 2010 e 2011.....	197

Figura 84	Variação percentual média das variáveis OD, DBO, DQO e CE entre os setores A, B e C – seca de 2010 e 2011.....	198
Figura 85	Concentração média de Condutividade Elétrica ($\mu\text{S}/\text{cm}$) para os períodos de cheia (esquerda) e seca (direita) correspondentes aos anos de 2010 e 2011.....	199
Figura 86	Comportamento dos valores absolutos, pontuais e por setor, das variáveis de Turbidez e Sólidos Totais – período de seca de 2010 e 2011.....	200
Figura 87	Comportamento dos valores absolutos, pontuais e por setor, das variáveis de Turbidez e Sólidos Totais – período de cheia de 2010 e 2011.....	201
Figura 88	Variação percentual média das variáveis turbidez e sólidos totais, entre os setores A, B e C – cheia de 2010 e 2011.....	202
Figura 89	Variação percentual média das variáveis Turbidez e Sólidos totais, entre os setores A, B e C – seca de 2010 e 2011.....	202
Figura 90	Concentração média de sólidos totais (mg/L) para os períodos de cheia (esquerda) e seca (direita) correspondentes aos anos de 2010 e 2011.....	203
Figura 91	Comportamento dos valores absolutos, pontuais e por setor, das variáveis de Nitrogênio Total, Fósforo Total e Amônia – período de cheia de 2010 e 2011.....	204
Figura 92	Comportamento dos valores absolutos, pontuais e por setor, das variáveis de Nitrogênio Total, Fósforo Total e Amônia – período de seca de 2010 e 2011.....	205
Figura 93	Variação percentual média das variáveis Amônia, NT e PT, entre os setores A, B e C – seca de 2010 e 2011.....	206
Figura 94	Variação percentual média das variáveis Amônia, NT e PT, entre os setores A, B e C – cheia de 2010 e 2011.....	207
Figura 95	Concentração média de NT (mg/L) para os períodos de cheia (esquerda) e seca (direita) correspondentes aos anos de 2010 e 2011.....	208
Figura 96	Concentração média de PT (mg/L) para os períodos de cheia (esquerda) e seca (direita) correspondentes aos anos de 2010 e 2011.....	209
Figura 97	Concentração média de Coliformes Termotolerantes (NMP/100 mL) nos períodos de cheia (esquerda) e seca (direita) correspondentes aos anos de 2010 e 2011.....	210
Figura 98	Variação percentual média das variáveis Fe, Zn e Mn entre os setores A, B e C – cheia de 2010 e 2011.....	213
Figura 99	Variação percentual média das variáveis Fe, Zn e Mn entre os setores A, B e C – seca de 2010 e 2011.....	213
Figura 100	Concentração média de Fe (mg/L) para os períodos de cheia (esquerda) e seca (direita) correspondentes aos anos de 2010 e 2011.....	214
Figura 101	Concentração média de Fe (mg/L) para os períodos de cheia (esquerda) e seca (direita) correspondentes aos anos de 2010 e 2011.....	215
Figura 102	Concentração média de Mn (mg/L) para os períodos de cheia (esquerda) e seca (direita) correspondentes aos anos de 2010 e 2011.....	216
Figura 103	Comportamento dos valores absolutos, pontuais e por setor, das variáveis de Manganês, Ferro e Zinco – período de seca de 2010 e 2011.....	217
Figura 104	Concentração média de Zn (mg/L) para os períodos de cheia (esquerda) e seca (direita) correspondentes aos anos de 2010 e 2011.....	218
Figura 105	Concentração média Cu (mg/L) para os períodos de cheia (esquerda) e seca (direita) correspondentes aos anos de 2010 e 2011.....	221
Figura 106	Variação percentual média das variáveis Cu, Cr e Al entre os setores A, B e C – cheia de 2010 e 2011.....	222
Figura 107	Comportamento dos valores absolutos, pontuais e por setor, das variáveis de Cobre, Cromo e Alumínio – período de seca de 2010 e 2011.....	223
Figura 108	Concentração média de Cr (mg/L) para os períodos de cheia (esquerda) e seca (direita) correspondentes aos anos de 2010 e 2011.....	224
Figura 109	Comportamento dos valores absolutos, pontuais e por setor, das variáveis de Cobre, Cromo e Alumínio – período de cheia de 2010 e 2011.....	226
Figura 110	Variação percentual média das variáveis Cu, Cr e Al entre os setores A, B e C – seca de 2010 e 2011.....	226

Figura 111	Concentração média de Al (mg/L) para os períodos de cheia (esquerda) e seca (direita) correspondentes aos anos de 2010 e 2011.....	227
Figura 112	Comportamento dos valores absolutos, pontuais e por setor, das variáveis de Cloretos e Dureza Total – período de seca de 2010 e 2011.....	228
Figura 113	Variação percentual média das variáveis Cloretos e Dureza total entre os setores A, B e C – seca de 2010 e 2011.....	229
Figura 114	Concentração média de Cloretos (mg/L) para os períodos de cheia (esquerda) e seca (direita) correspondentes aos anos de 2010 e 2011.....	230
Figura 115	Variação percentual média das variáveis Dureza total e Cloretos entre os setores A, B e C – cheia de 2010 e 2011.....	231
Figura 116	Comportamento dos valores absolutos, pontuais e por setor, das variáveis de Cloretos e Dureza Total – período de cheia de 2010 e 2011.....	232
Figura 117	Variação percentual média da variável Sílica entre os setores A, B e C – cheia de 2010 e 2011.....	233
Figura 118	Comportamento dos valores absolutos, pontuais e por setor, da concentração de Sílica – períodos de cheia de 2010 e 2011.....	234
Figura 119	Comportamento dos valores absolutos, pontuais e por setor, da concentração de Sílica – períodos de seca de 2010 e 2011.....	234
Figura 120	Concentração média de Sílica (mg/L) para os períodos de cheia (esquerda) e seca (direita) correspondentes aos anos de 2010 e 2011.....	237
Figura 121	Gráfico dos escores com a projeção espacial e ordenação das cargas das variáveis físico-químicas e bacteriológicas – cheia 2010.....	239
Figura 122	Gráfico dos escores com a projeção espacial e ordenação das cargas das variáveis físico-químicas e bacteriológicas – seca 2010.....	241
Figura 123	Gráfico dos escores com a projeção espacial e ordenação das cargas das variáveis físico-químicas e bacteriológicas – cheia 2011.....	245
Figura 124	Gráfico dos escores com a projeção espacial e ordenação das cargas das variáveis físico-químicas e bacteriológicas – seca 2011.....	247
Figura 125	Gráfico dos escores com a projeção espacial e ordenação das cargas das variáveis geoquímicas – cheia de 2010.....	251
Figura 126	Gráfico dos escores com a projeção espacial e ordenação das cargas das variáveis geoquímicas – seca 2010.....	253
Figura 127	Gráfico dos escores com a projeção espacial e ordenação das cargas das variáveis geoquímicas – cheia 2011.....	256
Figura 128	Gráfico dos escores com a projeção espacial e ordenação das cargas das variáveis geoquímicas – seca 2011.....	258
Figura 129	Demonstração da relação Vazão x Css, por ponto e período sazonal – 2010.....	261
Figura 130	Demonstração da relação Vazão x Css, por ponto e período sazonal – 2011.....	262

LISTA DE TABELAS

	Pág.
Tabela 1 Principais processos pedológicos relacionados à qualidade da água.....	46
Tabela 2 Pontos de localização de coleta de solos e simbologia correspondente.....	76
Tabela 3 Classificação do IQA.....	81
Tabela 4 Classes de solos, graus de erodibilidade e percentuais de declividades.....	82
Tabela 5 Classes de uso e ocupação e graus de ação erosiva correspondentes.....	83
Tabela 6 Morfometria da bacia de drenagem do igarapé Judia-AC.....	89
Tabela 7 Ordem, número de canais e índice de bifurcação (Rb) da área de estudo.....	90
Tabela 8 Hierarquia, quantidade de canais e extensão de canais da área de estudo.....	91
Tabela 9 Extensão territorial dos principais solos da Amazônia e do Acre.....	97
Tabela 10 Extensão territorial dos principais solos da bacia do Igarapé Judia/AC.....	98
Tabela 11 Limites de classes estabelecidos para as variáveis químicas de solo no Acre....	106
Tabela 12 Composição mineralógica da fração argila, por difratometria de Raios-X, e sua distribuição nos horizontes dos solo da Bacia do Igarapé Judia.....	112
Tabela 13 Classes de declividade e total de área correspondente.....	120
Tabela 14 Matriz de critérios para a definição das classes de susceptibilidade.....	122
Tabela 15 Classes de uso e ocupação e graus de ação erosiva da bacia do igarapé Judia....	125
Tabela 16 Definição das classes de potencial erosivo laminar.....	125
Tabela 17 Correlações de Pearson (<i>r</i>) para a totalidade da bacia - 1996-2010.....	129
Tabela 18 Área ocupada, por setor, de acordo com o uso e ocupação da terra – 1996 a 2016.....	139
Tabela 19 Correlações de Pearson (<i>r</i>) entre as variáveis de uso e ocupação da terra, por setor, entre 1996 a 2010.....	140
Tabela 20 Composição dos Índices de Antropização (Ia) e Índices de Qualidade de Água (IQA) por setores, na bacia do Igarapé Judia.....	154
Tabela 21 Incremento mensal (%) da CV nas áreas das parcelas experimentais.....	159
Tabela 22 Análise textural do solo nas áreas das parcelas experimentais.....	160
Tabela 23 Valores de perdas de água e sedimentos na Vertente 1.....	162
Tabela 24 Resultado da aplicação do “T”-Teste para comparar a perda de água e sedimentos nas parcelas da pastagem e da floresta - área 01.....	171
Tabela 25 Valores de perdas de água e sedimentos na Vertente 2.....	172
Tabela 26 Perda de água e sedimentos em dois períodos distintos na Vertente 2.....	181
Tabela 27 Teste T para duas amostras independentes para comparar a perda de água na parcela experimental da pastagem entre as Vertentes 1 e 2.....	182
Tabela 28 Teste T para duas amostras independentes para comparar a perda de sedimentos na pastagem entre as áreas 1 e 2.....	183
Tabela 29 Teste T para duas amostras independentes para comparar a perda de água na floresta entre as vertentes.....	184
Tabela 30 Teste T para duas amostras independentes para comparar a perda de sedimentos na floresta das vertentes 1 e 2.....	184
Tabela 31 Localização dos pontos de coleta de amostras de água.....	185
Tabela 32 Variação percentual média entre os setores da bacia, nos anos de 2010 e 2011, por período sazonal.....	187
Tabela 33 Total de precipitação (mm), por período sazonal, referentes aos dias de coleta de amostras de água – 2010 e 2011.....	236

LISTA DE QUADROS

	Pág.
Quadro 1 Variáveis de qualidade e métodos de análise.....	79
Quadro 2 Variáveis da carga dissolvida e em suspensão e métodos de análise.....	80
Quadro 3 Quantidade de área, em hectare (ha) e percentual (%), ocupada com as classes de uso e ocupação - 1996 a 2016.....	128
Quadro 4 Variáveis e parâmetros de qualidade da água.....	186
Quadro 5 Variáveis e parâmetros de carga em dissolução na água.....	211
Quadro 6 Formação das componentes principais na época de cheia.....	237
Quadro 7 Peso das variáveis dentro das componentes na época de cheia.....	238
Quadro 8 Formação das componentes principais na época de seca.....	239
Quadro 9 Peso das variáveis dentro das componentes na época de seca.....	240
Quadro 10 Valores do teste-t para diferença de médias das variáveis físico-químicas e bacteriológica entre os períodos sazonais.....	242
Quadro 11 Formação das componentes principais na época de cheia.....	243
Quadro 12 Peso das variáveis dentro das componentes na época de cheia.....	244
Quadro 13 Formação das componentes principais na época de seca.....	246
Quadro 14 Peso das variáveis dentro das componentes na época de seca.....	246
Quadro 15 Valores do teste-t para diferença de médias das variáveis físico-químicas e bacteriológica entre os períodos sazonais - 2011.....	248
Quadro 16 Formação das componentes principais na época de cheia.....	249
Quadro 17 Peso das variáveis dentro das componentes na época de cheia.....	250
Quadro 18 Formação das componentes principais na época de seca.....	251
Quadro 19 Peso das variáveis dentro das componentes na época de seca.....	252
Quadro 20 Teste para diferença de medias nas variáveis de dissolução.....	254
Quadro 21 Formação das componentes principais na época de cheia.....	255
Quadro 22 Peso das variáveis dentro das componentes na época de cheia.....	255
Quadro 23 Formação das componentes principais na época de seca.....	256
Quadro 24 Peso das variáveis dentro das componentes na época de seca.....	257
Quadro 25 Teste para diferença de médias nas variáveis de dissolução.....	259

SUMÁRIO

Resumo	
Abstract	
Résumé	
Lista de Figuras	
Lista de Tabelas	
Lista de Quadros	
	Pág.
1. INTRODUÇÃO.....	20
1.1 Objetivos.....	23
1.2 Hipóteses principal da pesquisa.....	23
2. REVISÃO BIBLIOGRÁFICA.....	24
2.1 A bacia hidrográfica como unidade de planejamento e gestão.....	24
2.2 O Equilíbrio fluvial e a Visão Sistêmica.....	26
2.3 Análise Morfométrica nos Estudos da Bacia de Drenagem.....	29
2.4 Solos e Mineralogia da fração argila (DRX).....	32
2.5 Uso e ocupação da terra: condicionantes e efeitos.....	34
2.6 Dinâmica Hidroecogeomorfológica e o Escoamento nas Vertentes.....	40
2.7 Parcelas Experimentais no monitoramento de processo erosivo.....	43
2.8 Características biogeoquímicas e a qualidade da água.....	45
2.9 Carga de elementos químicos em dissolução.....	47
3. CARACTERIZAÇÃO GEOAMBIENTAL DA ÁREA DE ESTUDO.....	50
3.1 Localização e descrição.....	50
3.2 Aspectos Bio-Físicos.....	51
4. MÉTODOS E MATERIAIS.....	56
4.1 Atividades Pré-Campo.....	57
4.1.1 Reconstituição da base cartográfica da rede de drenagem.....	58
4.1.2 Análise morfométrica da rede de drenagem.....	59
4.1.3 Definição da amostragem.....	63
4.2 Atividades de Campo.....	66
4.2.1 Instalação das parcelas experimentais.....	66
4.2.2 Descrição e coleta de amostras dos solos.....	75
4.2.3 Coleta de amostras da água nos cursos fluviais.....	76
4.3 Atividades Pós-Campo.....	77
4.3.1 Análises Laboratoriais.....	77
4.3.2 Análises de susceptibilidade e potencialidade à erosão laminar.....	81
4.3.3 Mapeamento do uso e ocupação da terra.....	83
4.3.4 Modelos utilizados no tratamento estatístico dos dados.....	84
5. RESULTADOS E DISCUSSÃO.....	86
5.1 Reconstrução da Base Hidrográfica.....	86
5.2 Análise Fisiográfica e Morfométrica da Bacia de Drenagem.....	88
5.3 Caracterização e análise pedogeomorfológica da área de estudo.....	97
5.3.1 Análise difratométrica (DRX) da fração argila.....	111
5.3.2 Susceptibilidade e potencialidade à erosão laminar na área de estudo..	120
5.4 Análise da evolução do uso e ocupação da terra.....	128
5.4.1 Análise para a totalidade da bacia.....	128
5.4.2 Análise Setorial (Alto, Médio e Baixo Curso).....	138
5.4.3 O uso e ocupação da terra: Índice de Antropização versus Índice de Qualidade de Água (IQA).....	154

5.5	Análise de perda de água e sedimentos em diferentes coberturas vegetais.....	156
5.5.1	Análise da cobertura vegetal.....	158
5.5.2	Perdas por escoamento superficial na pastagem – Vertente 1.....	162
5.5.3	Perdas por escoamento superficial na floresta – Vertente 1.....	165
5.5.4	Comparativo de perdas entre floresta e pastagem – Vertente 1.....	168
5.5.5	Perdas por escoamento superficial na pastagem – Vertente 2	172
5.5.6	Perdas por escoamento superficial na floresta – Vertente 2.....	175
5.5.7	Comparativo de perdas entre floresta e pastagem - Vertente 2.....	177
5.5.8	Análise comparativa das perdas de água e sedimentos entre as coberturas de floresta e pastagem - Vertentes 1 e 2.....	182
5.6	Caracterização biogeoquímica da água e os efeitos do uso e ocupação da terra na área de estudo.....	185
5.6.1	Caracterização espacial e temporal das variáveis físico-química e bacteriológica da água – cheia e seca dos anos de 2010 e 2011.....	186
5.6.2	Caracterização espacial e temporal da carga de metais dissolvidos – cheia e seca dos anos de 2010 e 2011.....	211
5.6.3	Análise estatística dos dados biogeoquímicos para a totalidade da bacia.	237
5.7	Análise espacial e temporal da Concentração de Sedimentos em Suspensão (C_{ss}).....	259
5.7.1	Análise espacial e temporal da C_{ss} – ano de 2010.....	260
5.7.2	Análise espacial e temporal da C_{ss} – ano de 2011.....	262
6.	CONSIDERAÇÕES FINAIS.....	264
7.	REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS.....	272
	APÊNDICE A – Ficha coleta de dados em campo – parcelas experimentais	
	APÊNDICE B – Tabela de dados das parcelas experimentais	
	APÊNDICE C – Tabela geral de dados (Água)	
	APÊNDICE D – Correlações de Pearson (r) para as variáveis hídricas	
	APÊNDICE E – Tabela geral de dados (Solo)	
	APÊNDICE F – Descrição morfológica dos perfis de solo	
	ANEXO A – Difratometria de raios-X de argila	

1. INTRODUÇÃO

Os estudos ambientais na região amazônica tendem a apresentar algumas lacunas que são, contudo, essenciais para investigação da base biofísica da região e imprescindíveis para a compreensão da complexidade regional. Muitos se baseiam, fundamentalmente, em trabalhos que remontam aos meados da segunda parte do século XX, e que necessitam, frente à necessidade de exploração e ocupação da região em bases sustentáveis, ser reformulados e revisados (BRASIL, 1976a). Também, os resultados de novas pesquisas precisam ser incorporados à base analítica que deve orientar o desenvolvimento sustentável, visando melhor embasamento para as políticas de gestão territorial.

A crescente necessidade de apresentar estratégias e soluções que interrompam e revertam os efeitos da degradação ambiental e do esgotamento dos recursos naturais vem se tornando cada vez mais clara, provocando uma série de questionamentos, como por exemplo: como enfrentar o conjunto de problemas ambientais, principalmente os decorrentes de ações antrópicas no âmbito das bacias de drenagem? Quais recursos naturais merecem maior atenção para manter o equilíbrio dos ecossistemas? Como elaborar e desenvolver estratégias eficazes para minimizar os efeitos negativos sobre o ambiente natural? Como garantir a sustentabilidade dos recursos naturais, notadamente os recursos hídricos, em plena região amazônica? As respostas para tais perguntas devem ir além da questão mais imediata das ações decorrentes das catástrofes naturais resultantes da própria dinâmica dos ecossistemas, devendo atingir uma revisão das questões envolvidas na relação do binômio homem/natureza, incluindo aquelas sobre a aceleração de processos erosivos com o conseqüente aumento da produção e descarga de sedimentos, assoreamento de canais fluviais, decréscimo da quantidade e qualidade de água potável, entre outras.

Compreende-se que a dinâmica do uso e ocupação da terra na Amazônia deve ser acompanhada por modelos de gestão que considerem as especificidades regionais, tendo em vista, entre outros fatores, a complexidade deste ecossistema florestal.

Nesse sentido, este trabalho analisa, em escala de detalhe, uma bacia que possui semelhanças, e por isso é representativa de outras, no contexto regional, considerando-se as condições do sudoeste amazônico que ao longo de cerca de quatro décadas, vem apresentando uma rápida substituição das áreas de floresta por outros tipos de uso e ocupação (sobretudo pela urbanização e formação de pastagens). Nesse sentido, apresenta-se como uma

contribuição fundamental para a compreensão dos efeitos dessa mudança em uma bacia que é, também, área destinada ao uso de água potável,

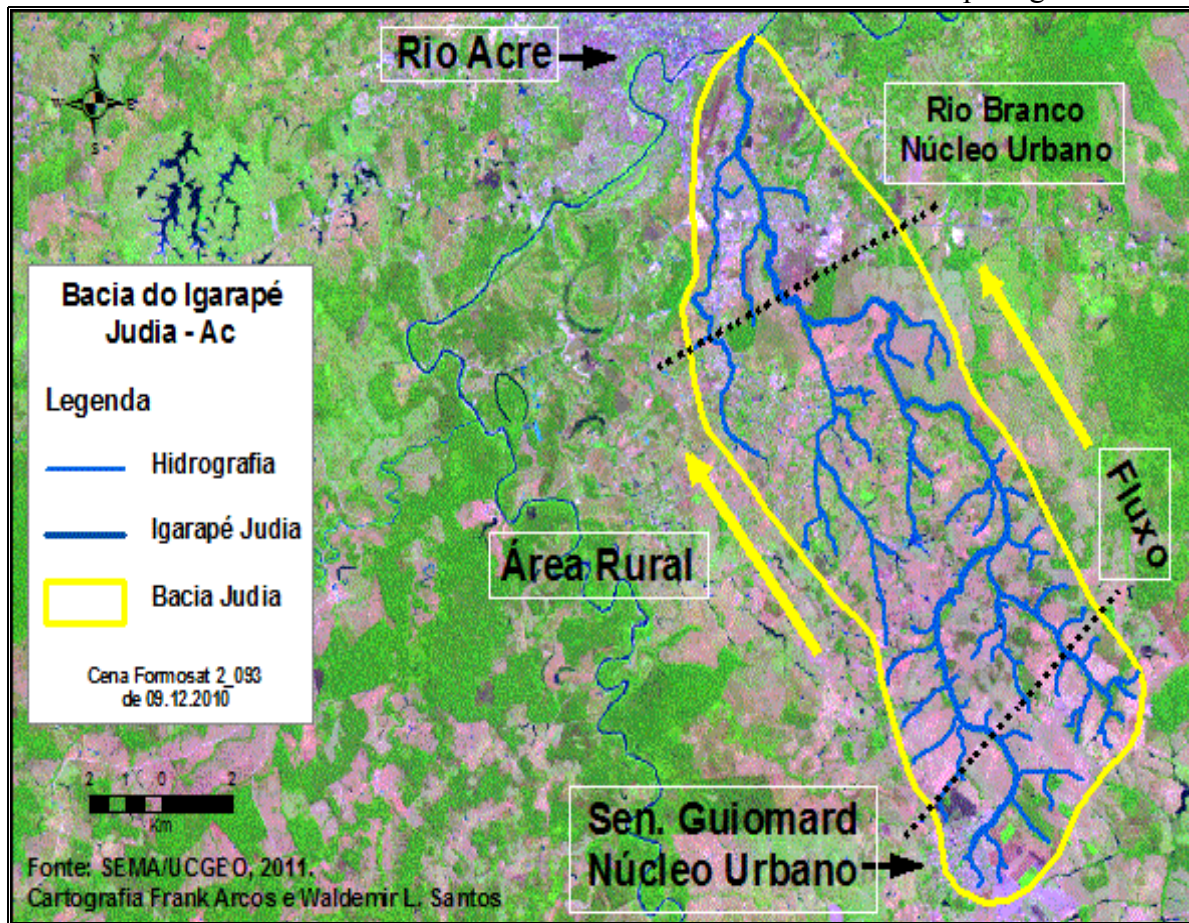
O *locus* da pesquisa é a bacia de drenagem do Igarapé¹ Judia (AC) localizada nos municípios de Senador Guimard/AC e Rio Branco/AC, leste do Estado do Acre, sudoeste amazônico (Fig. 1). A bacia do igarapé Judia é considerada de grande importância, pois serve de fonte de captação de água potável para abastecimento de, aproximadamente, 100 mil habitantes da cidade de Rio Branco (AC). Para a hidrografia regional, a mesma é a principal bacia produtora de deflúvio da margem direita do rio Acre, afluente do rio Purus, todas fazendo parte da grande bacia amazônica.

A área abrange agricultura (familiar), moradias urbanas e rurais e, predominantemente, a atividade pastoril, que levou ao desmatamento da floresta e a formação de pastagens para criação de bovinos.

O desmatamento acelerado de áreas que constituem as bacias de drenagem, principalmente para a formação de pastagens, como é o caso (Fig. 1), constitui-se em ameaças e traz consigo profundas transformações ao meio ecológico, gerando a necessidade de se rever antigos conceitos quanto ao uso dos recursos naturais e também buscar novas formas possíveis para conciliar crescimento econômico e meio ambiente, através de práticas que visem o desenvolvimento sustentável, amenizando os processos de degradação ambiental.

¹ Denominação dada aos pequenos rios, na Região Norte (Amazônia). *Igarapé* é um termo indígena que significa “caminho da canoa” (de *igara* – canoa e *pé* – trilha, caminho). Corresponde aos arroios da Região Sul. Todavia, o volume de água de um igarapé é, de modo geral, muito superior ao de um arroio (GUERRA e GUERRA (1997, p. 348).

Figura 1 – Localização da área de estudo, situação da bacia do Igarapé Judia com relação ao Rio Acre e vista das áreas de conversão de floresta em áreas de pastagem.



Nessa perspectiva, os conhecimentos da dinâmica hidroecogeomorfológica aliada à análise do uso e ocupação da terra podem servir de elementos norteadores para a definição de uma política de conservação e manejo da bacia.

A pesquisa vem propiciar melhor compreensão da dinâmica dessa área, em escala de detalhe, o que constitui, em si, um avanço, considerando-se a inexistência de estudos dessa natureza no sudoeste amazônico, especificamente na região leste do Acre.

Analisar e detalhar os efeitos do uso e ocupação da terra sobre os aspectos ambientais da área é uma contribuição ao conhecimento metodológico e da dinâmica da própria área, como elementos que possam contribuir para a implementação de ações de controle, tendo em vista que a bacia continua sendo uma área que fornece água potável.

A abordagem da dinâmica fluvial do canal principal da bacia do Igarapé Judia, *per se*, no entanto, não foi capaz de trazer elementos que fornecessem base para o entendimento da bacia em sua totalidade, indicando a carência de estudos mais completos e sistêmicos para a compreensão de suas condições ambientais aliadas às intervenções antrópicas, conforme apontado nas pesquisas realizadas na área por Santos (2005).

Assim é que, entre outros objetivos, o estudo analisa os efeitos do uso e ocupação da terra sobre a dinâmica hidroecogeomorfológica para a totalidade da bacia de drenagem do Igarapé Judia, utilizando-se de metodologias que foram capazes de mensurar a produção de sedimentos nas vertentes, a concentração de sedimentos em suspensão (C_{ss}), a evolução do uso e ocupação da terra e a caracterização biogeoquímica do solo e da água que comprovaram e caracterizaram o estágio em que se encontra a bacia e seus recursos naturais.

Portanto, esta pesquisa, por apresentar uma análise inédita e inovadora para a região, poderá abrir caminho para novas investigações científicas no sentido de verificar se os resultados obtidos para o Igarapé Judia constituem padrão em termos da atuação de processos determinantes para as alterações naturais de bacias na região.

1.1 - OBJETIVOS

- **Geral:**

Compreender a dinâmica hidroecogeomorfológica na bacia de drenagem do Igarapé Judia, com ênfase na influência dos efeitos do uso e ocupação da terra.

- **Específicos:**

- a) Caracterizar e compreender as relações de forma e funções da bacia hidrográfica a partir da base cartográfica corrigida da rede de drenagem e estudos morfométricos.
- b) Identificar, mensurar e analisar os tipos de uso e ocupação da terra.
- c) Analisar, através de monitoramento sazonal, a influência do uso e cobertura da terra sobre o escoamento superficial e os processos erosivos associados.
- d) Analisar a dinâmica natural da elaboração das formas e seus impactos na produção de sedimentos.
- e) Associar os processos e mecanismos físicos e químicos da água, com relação à sua qualidade e a carga dissolvida de elementos químicos maiores.
- f) Apresentar esta pesquisa como estudo piloto que permita identificar semelhantes situações em outras bacias da região.

1.2. HIPÓTESE PRINCIPAL DA PESQUISA

Apesar de muito recente, o tipo de uso e ocupação do terreno que substituiu a cobertura de floresta por gramíneas de pastagem, já interferiu na dinâmica hidroecogeomorfológica da bacia de drenagem do Igarapé Judia, Acre.

2. REVISÃO BIBLIOGRÁFICA

2.1 A bacia hidrográfica como unidade de planejamento e gestão

A unidade básica desta pesquisa é a bacia de drenagem, analisada sob a perspectiva da sua dinâmica hidroecogeomorfológica. A bacia é conceituada por Leopold *et al.* (1992), como uma área responsável pela distribuição de água para um canal específico ou um conjunto de canais representando, portanto, uma totalidade de processos morfológicos que ocorrem em determinada seção de vertentes, cujo agente principal de modelagem é a água em estado líquido.

A bacia hidrográfica, ou bacia de drenagem, esta última entendida como a fonte produtora do deflúvio e sedimentos, tem sido adotada como uma unidade de planejamento de uso e manejo de recursos naturais, na qual se analisa as diversas formas de intervenção humana, na busca do entendimento do seu efeito sobre o meio ambiente biofísico.

Lanna (1995) *apud* Collares (2000) propõe a adoção da unidade territorial “bacia hidrográfica” como uma das alternativas para o planejamento e gerenciamento ambiental, destacando algumas vantagens e desvantagens. Dentre algumas vantagens, argumenta o autor (*op. cit.*) que a rede de drenagem de uma bacia pode ser capaz de indicar relações de causa-efeito, particularmente aquelas que envolvem o meio hídrico. Como desvantagem, aduz que nem sempre os limites municipais e estaduais respeitam os divisores da bacia, influenciando diretamente na qualidade e quantidade da água.

Segundo Pires *et al.* (2002), a utilização da bacia hidrográfica como unidade de planejamento e gerenciamento possibilita avaliar o potencial existente e a produtividade biológica de uma área, apontando para as melhores formas de aproveitamento dos recursos naturais, com o mínimo impacto ambiental. Desse modo, torna-se possível propor uma metodologia de estudo que englobe uma visão mais ecossistêmica, abrangendo diversos tipos de relações entre os componentes estruturais da bacia.

Essa perspectiva não é, contudo, uma unanimidade entre pesquisadores e gestores em todos os países. Alguns países como Alemanha, Áustria, Bélgica, Dinamarca e Suécia estabelecem seus limites administrativamente sem, contudo, considerar os limites de bacia hidrográfica para a sua delimitação político-administrativa. Segundo Collares (2000) dentre os países que adotam os limites definidos, exclusivamente, por bacias hidrográficas estão a França, Espanha, Grécia, Portugal, Reino Unido e os Estados Unidos. Vale ressaltar

que, considerando ou não a bacia hidrográfica na delimitação político-administrativa, as políticas de uso e gestão da água são efetuadas em suas diversas esferas, comuns a cada país, seja de competência dos estados, municípios, departamentos e/ou demais unidades administrativas.

No entanto, a gestão dos recursos hídricos nos diversos lugares do mundo não tem sido tarefa fácil. Nos Estados Unidos, por exemplo, apesar de haver desde 1965 uma lei que determina a utilização de bacias hidrográficas no planejamento ambiental e dos recursos hídricos, a extrema autonomia dos Estados faz com que ocorram algumas dificuldades para a implantação e execução deste sistema.

Na França, a legislação que instituiu a adoção da bacia hidrográfica como unidade de planejamento e gerenciamento data de 1964, tratando-se de um sistema descentralizado, com a participação da comunidade e que prevê a cobrança pelo uso da água, gerenciados pelo aparato político-administrativo daquele país.

No sistema francês, a gestão integrada dos recursos hídricos é composta por três organismos: o Comitê de Bacia, a Agência de Bacia e as Comunas e Departamentos. Para Lanna e Setti (1995; 1996) *apud* Collares (2000), o primeiro funciona como parlamento das águas, sendo responsável pelas ações normativas. O segundo, tem personalidade civil e autonomia financeira, responsável pela cobrança do uso da água, orçamento de obras, estudos e pesquisas no âmbito da bacia. Já o terceiro organismo trata exclusivamente da qualidade da água e executam obras públicas na bacia. Acima desses organismos está o Estado, que por meio de uma coordenação interministerial, monitora as fontes poluidoras e/ou consumidoras e exerce a tutela sobre as agências e comitês.

O sistema que vem sendo implementado no Brasil incorporado pela Política Nacional de Recursos Hídricos - Lei nº 9.433/97 (BRASIL, 1997), tem como base o modelo francês, tendo como experiências pioneiras, segundo Assis (1996) *apud* Collares (2000) a implantação deste modelo nas bacias do Alto Tietê e Cubatão, no Estado de São Paulo.

Em síntese, o arranjo institucional proposto pelo Sistema Nacional de Recursos Hídricos no Brasil busca traduzir um sistema estruturado que inclui a criação de espaços participativos na forma de Comitês de Bacias. O Conselho Nacional de Recursos Hídricos (CNRH), a Agência Nacional de Águas (ANA) e as Agências de Água constituem as principais inovações desse sistema. No que diz respeito às atribuições de cada instância, observa-se a separação das atividades executivas das atividades de planejamento, o que é

importante, na medida em que a proposta de uma gestão, tal como a compreendemos, pressupõe a aproximação dessas duas atividades.

Para o caso da bacia do Igarapé Judia, a gestão dos recursos hídricos se iniciaria com a formação do Comitê de Bacia Hidrográfica que terá como tarefas imediatas racionalizar o uso e a quantidade de água disponível para cada categoria de consumidor inserido na bacia, financiar projetos de saneamento (instalação de rede de coleta e tratamento de esgoto), de educação ambiental (ampliar os conhecimentos referentes a importância da conservação da água através da inclusão social dos habitantes usuários), monitorar o uso e ocupação do solo, além de apoiar e prestar assistência aos municípios de Rio Branco e Senador Guiomard/AC, integrantes dessa mesma bacia no que tange à gestão dos recursos hídricos.

Com isso, estaria constituído o fórum de negociação para solucionar os conflitos entre usuários, representados por empresários, pecuaristas, comerciantes, agricultores e demais habitantes. Evidencia-se, desse modo, a ampliação do quadro da gestão que inclui interações entre um leque variado de agentes.

O Sistema Nacional incorporou instâncias como os consórcios de municípios. Como figura jurídica, os consórcios são constituídos, de um modo geral, em torno de um problema específico, comum aos municípios participantes.

Essa estrutura consiste em uma forma de cooperação e associação entre entes federativos do mesmo nível de governo, através de uma organização operacional, sem caráter deliberativo, com objetivos voltados para a solução de problemas comuns, de modo a racionalizar os custos para os municípios participantes que, *a priori*, dividem igualmente a responsabilidade pela implantação e operação do consórcio (FONTES, 2001).

A criação do CBHIJ (Comitê da Bacia Hidrográfica do Igarapé Judia), implicaria na definição dos padrões de controle sobre o recurso hídrico, bem como as coalizões entre agentes envolvidos.

2.2 O Equilíbrio fluvial e a Visão Sistêmica

Nesse estudo, ao abordar a associação do tipo de uso da terra atrelada à dinâmica de alteração da bacia, esta tende a se transformar em uma unidade sócio-geológica. Social, porque trata-se de área localizada próxima a zona urbana, com crescimento rápido e transformação com efeitos imediatos sobre a o uso dos recursos naturais e geração de

impacto ambiental. Constitui uma unidade geomorfológica, uma vez que enfatiza, segundo AUGUSTIN (2013, comunicação oral), aspectos relativos às formas de relevo como elementos essenciais para a definição da dinâmica superficial e subsuperficial da água de chuva, e assim, na predisponibilidade para a formação e desenvolvimento de solos e da cobertura vegetal. Condiciona, da mesma maneira, através da forma e da declividade, a erosão e deposição de materiais, bem como limitações ao uso e ocupação da terra, além da mecanização. Por constituírem uma síntese dos processos dinâmicos da bacia, incluindo a ação fluvial, transformam-se em elementos importantes de análise, elementos estes facilmente identificáveis e passíveis de medição através de procedimentos diretos, no campo, ou indiretos, através de instrumentos de sensoriamento remoto e de análise por geoprocessamento (AUGUSTIN, 2013. Comunicação oral). Os aspectos ecológicos encontram-se atrelados à interação dessa dinâmica e seus efeitos sobre os elementos biológicos de fauna e flora da área de estudo.

Isto faz, portanto, com que a bacia, por meio do sistema fluvial, integralize grande parte das relações visíveis que acontecem entre os fatores naturais, incluindo a forma do relevo e as atividades de uso e ocupação da terra, refletindo um princípio de interferências em partes do sistema de drenagem (MELLO, 1999), onde tais interferências terminam por quebrar o equilíbrio natural até então existente.

Nesse sentido, a pesquisa aborda um possível desequilíbrio no que diz respeito à fluidez de materiais que entram e saem desse sistema fluvial, considerando-se o uso da bacia predominantemente por pecuária (SCHUM, 1977).

Nessa discussão, Chorley (1962) denomina a busca pelo equilíbrio de um sistema de “princípio de auto-ajuste”, considerando que a bacia de drenagem, uma vez abordada como uma unidade hidroecogeomorfológica, constituía um sistema aberto, com *inputs* de energia atuantes sobre a área, seja por variáveis climáticas (precipitação) seja por atuação de forças tectônicas subjacentes. Por outro lado, a bacia de drenagem tende a apresentar *outputs* de energia no momento em que tende a carrear água e sedimentos até o seu exutório principal. Assim, tanto a forma quanto os processos atuantes interferem e influenciam na entrada e saída de energia do sistema, onde novos *inputs* de energia tendem a levar o sistema ao que o autor (op. cit.) chamou de auto-ajuste.

A abordagem utilizada constitui uma típica abordagem sistêmica, que segundo Gregory (1994), foi empreendida na Geografia Física a partir da aplicação do modelo sistêmico à bacia de drenagem, através da simulação da entrada e saída de

material/sedimentos. Segundo este autor, nos estudos geomorfológicos, a Teoria Geral dos Sistemas foi explicitamente aplicada através dos estudos de Chorley (1962), que enfatizava o contraste entre a visão de sistema fechado e sistema aberto.

Gregory (1994) afirma que, em um sistema fechado, a quantidade de energia livre inicial torna-se menos disponível na medida em que o sistema evolui para o estado estacionário e de máxima entropia (energia incapaz de realizar trabalho). Os sistemas abertos podem receber energia livre (ou entropia negativa), onde condições iniciais diferenciadas podem conduzir a resultados finais semelhantes, sendo importantes para entender a modelagem das formas e o processo geomorfológico e para adotar a abordagem dinâmica da Geomorfologia no contexto do entendimento, por exemplo, das modificações em uma bacia de drenagem.

Uma das maiores vantagens da visão sistêmica tem sido a de concatenar mais intimamente os ramos da Geografia Física e, deste modo, demonstrar um caráter mais realista do meio físico analisado. Além disso, constituiu base fundamental para os estudos de bacia de drenagem e canais fluviais, servindo como instrumento básico para o desenvolvimento de outros ramos específicos da Geomorfologia, notadamente, o da Geomorfologia Aplicada.

Para Gregory (1994), os geógrafos físicos dedicam-se, em sua maioria, à análise de modelos que envolvem taxas de evaporação, infiltração, escoamento ou modelos de bacias de escoamento. Neste caso, a abordagem sistêmica tende a apresentar bons resultados, nos quais essas variáveis são analisadas em conjunto, considerando-se a incorporação dos processos, das ações do homem e da mudança ao longo do tempo nos métodos quantitativos pode levar à integração de todas as partes do sistema.

Coelho Neto (2001), baseando-se numa visão sistêmica, considera que alterações na composição ambiental de uma bacia de drenagem, sempre tenderão a afetar áreas à jusante, notadamente quanto aos efeitos hidrogeomorfológicos de origem natural ou antrópica, que se propagam em determinado ponto da bacia de drenagem ou até fora dela.

Nesse sentido, Gregory (1994) diz que em um sistema ambiental, todos os sistemas participam, em magnitude e frequências variadas, mas atuando de forma integrada, remetendo-se o que remete ao caráter integrador e sistêmico, fundamental para a compreensão dos fenômenos, no caso, da alteração da dinâmica da bacia de drenagem, na qual o ajuste ou equilíbrio tendem sempre a ser atingido.

2.3 Análise Morfométrica nos Estudos da Bacia de Drenagem

A Geomorfologia, a partir do século XIX, pautou-se na observação dos processos, das estruturas e das formas resultantes em nível local, regional e global. Com isso, a definição de uma linha de abordagem epistemológica baseada na observação caracteriza-se como um diferencial frente as demais ciências (WOLMAN e MILLER, 1960; KING, 1976; RHOADS e THORN, 1996).

Tendo como base essa premissa, os estudos de bacia refletem uma estrutura oriunda do comportamento dos processos dando origem a novas formas que, para Gregory e Walling (1973), são representativas e possuem significância devido as relações existentes com os processos geomorfológicos e, com isso, revelam sua importância para as atividades humanas. Nesse caso, a bacia ou rede de drenagem sendo analisadas quantitativamente em seus aspectos morfométricos, surgem como elemento central para a análise geomorfológica.

As bacias hidrográficas, ou as bacias de drenagem, possuem geometrias e morfometrias diversas, sendo amplamente discutidos os seus atributos na literatura pertinente (HORTON, 1933; STRAHLER, 1957; MORISAWA, 1968; GREGORY e WALLING, 1973; SUMMERFIELD, 1991; LEOPOLD *et al.*, 1992). Constitui uma atividade fundamental realizar a quantificação das variáveis envolvidas em morfometria de bacia de drenagem, tendo em vista serem estas informações básicas para a compreensão da evolução e do comportamento da drenagem, como subsídio para ações de intervenção.

Conceitualmente, Beven e Kirkby (1993) e Goudie (2004) consideraram a rede de drenagem (*drainage network*) como sendo um conjunto de rios unidos a um rio principal, enquanto que bacia de drenagem (*drainage basin*) constitui a área da superfície terrestre da qual é drenada a água, sedimentos e materiais dissolvidos para uma saída comum, para um determinado ponto do canal fluvial.

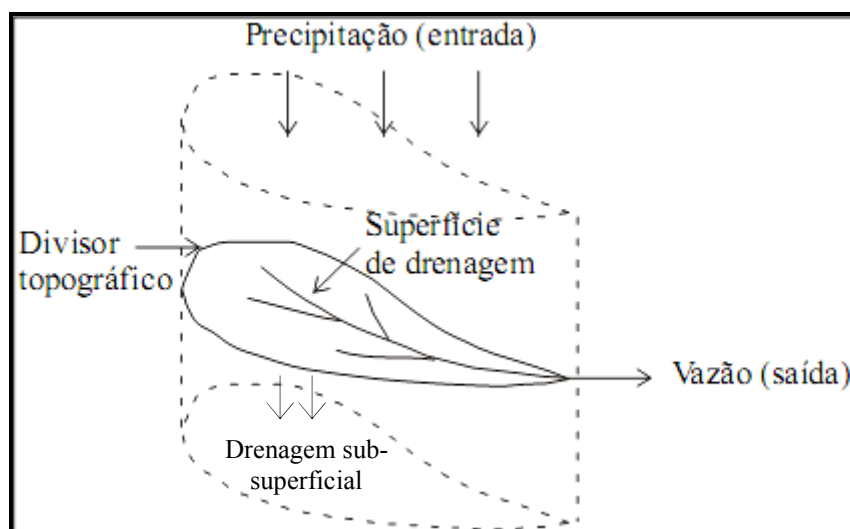
Há que se considerar, no entanto, a diferença existente entre bacia de drenagem e rede de drenagem. Essa diferenciação é importante, pois ambas possuem funções diferentes quando se analisa dinâmica natural. Segundo Sampaio (2008), a rede de drenagem funciona como receptora e condutora dos fluxos de água e sedimentos (nas diversas formas), tendo portanto a função de escoar os mesmos e de adequar a bacia hidrográfica (totalidade do sistema) à intensidade dos *inputs* do presente ou do passado. A bacia de drenagem, por outro lado corresponde, à área drenada por uma rede de drenagem, o que significa que incorpora e assambrca as funções da rede de drenagem, e ainda inclui a dinâmica das vertentes.

Levando-se em consideração as características de uma bacia de drenagem, algumas podem ser denominadas de bacia de cabeceira. Este tipo de bacia é responsável pela formação de córregos ou riachos, essencialmente, ou mesmo de rios maiores, no caso dos igarapés, podendo ser classificadas como de 1ª, 2ª ou 3ª ordens. Tal ordenamento foi proposto por Horton (1945), tendo como referência o sistema de classificação proposto para a utilização no continente europeu (GRAVELIUS, 1914 *apud* HORTON, 1945), sendo mais tarde adaptada por Strahler (1952). Portanto, impactos que levem ao desaparecimento de afluentes menores, que constituem as redes de drenagem, significa diminuir o número de cursos d'água e, conseqüentemente, reduzir o volume de água de uma bacia ou sua produção de água (VALENTE e GOMES, 2005; FLORENZANO, 2008).

Coelho Neto (2001) afirma que a bacia de drenagem pode atingir diferentes tamanhos, que variam desde grandes dimensões até bacias com poucos metros quadrados que drenam para a cabeça de um pequeno canal erosivo ou, simplesmente, para o eixo de um fundo de vale não-canalizado que constituirão um sistema de drenagem hierarquicamente organizado.

Nesse sentido, a bacia de drenagem é identificada pelos seus divisores internos (freáticos) e externos (topográficos), e pelo fluxo das águas superficiais e subsuperficiais, que se encontra intrinsecamente relacionado à densidade e à hierarquia dos canais, que, por sua vez, estão associados à forma desses canais, contribuindo para analisar e delinear a dinâmica de processos no interior da mesma, como demonstra Chow *et al* (1988), na figura 2.

Figura 2 - Sistema hidrológico básico em uma bacia de drenagem



Fonte: Adaptado de CHOW *et al.* (1988).

Estudos mais complexos que representem a dinâmica da evolução de uma bacia de drenagem requerem a obtenção do máximo de informações possíveis, de maneira que possam embasar os mecanismos de ação e conclusões futuras sobre a mesma. Nesse sentido, assumindo a bacia de drenagem como a área da superfície terrestre drenada por um rio principal e seus tributários, faz-se necessário conhecê-los de forma aprofundada e atualizada para, assim, determinar qual a área real de captação da água proveniente da precipitação e as alterações que isso possa vir a promover (NOVO, 2008).

Nesse sentido, Thompson *et al.* (2001) *apud* Mesa (2006), afirmam que variáveis morfométricas representam simples abordagens para descrever processos de bacia e comparar características de uma bacia. Afirmam ainda que intervenções feitas pelo homem promovem modificações na estrutura física de rios, nas comunidades bióticas e no funcionamento ecológico de ecossistemas aquáticos em todo o mundo.

Essa condição reflete a característica da bacia hidrográfica como sistema aberto, portanto, passível de *inputs* e *outputs* de energia. Como *inputs*, a maioria dos processos são controlados pela radiação solar (precipitação, temperatura, entre outros) além de recebimento de interferências de bacias vizinhas pelo fluxo de água subsuperficial (CHORLEY e KENNEDY, 1971; CHORLEY *et al.* 1984) ou, ainda, pelas interferências efetivadas pela atividade humana.

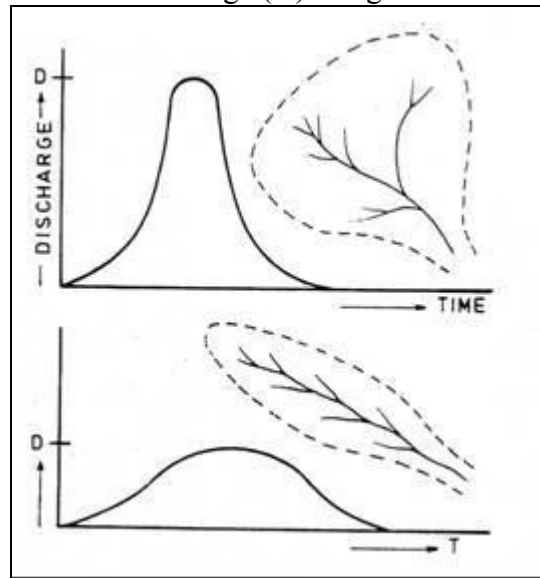
Como *outputs* apresentam-se a vazão, a evaporação e o deslocamento do fluxo subsuperficial para abastecimento de bacias próximas. As respostas às entradas nem sempre são proporcionais à saída, considerando-se as inúmeras variáveis envolvidas incluindo-se características morfométricas que refletem o resultado das interações entre as características físicas (estrutura) e as respostas dadas aos *inputs* (processos) (SAMPAIO, 2008).

Para a análise morfométrica, a área é um elemento básico para o cálculo de outras características físicas da bacia, definindo a potencialidade hídrica e tendo grande importância na resposta hidrológica. Sem considerar os outros elementos morfométricos, tem-se que, quanto maior a área, menos pronunciados serão os picos de enchentes em determinada bacia, considerando-se que, após um evento chuvoso, maior tempo será necessário para que toda a bacia contribua de uma só vez para uma única saída (VERSTAPPEN, 1983; TUCCI, 1993 *apud* DUARTE *et al.*, 2007).

Como exemplo disso, Verstappen (1983) apresenta duas formas diferentes pelas quais as bacias de drenagem produzem descargas diferenciadas (Fig. 3). É possível observar os hidrogramas de uma bacia circular em relação a outra de forma alongada. A água

produzida por um evento chuvoso na bacia alongada não atinge o exutório, ao mesmo tempo (T) que a bacia de forma circular. Na primeira, há uma descarga de água maior considerando-se que a sua forma permite uma maior abrangência das chuvas no interior da mesma e, em pouco tempo, permitindo a descarga, fato inverso na segunda bacia, que é alongada.

Figura 3- Forma da bacia e a relação entre o tempo (T) e a quantidade de descarga (D) de água



Fonte: Verstappen (1983)

Morisawa (1959) *apud* Verstappen (1983) afirma que estudos quantitativos em bacias baseados nos parâmetros morfométricos são importantes e podem ser agrupados em três grandes categorias: área, forma e condições de relevo, incluindo sua dimensão vertical e ângulo das vertentes. Esses parâmetros são muito enfatizados em estudos hidrológicos (vazão, sedimentos, etc.) e podem servir de base de dados para intervenção em qualquer parte da bacia.

2.4 Solos e mineralogia da fração argila (DRX)

A bacia do Acre, aberta durante o Cretáceo e o Terciário Inferior, transformou-se uma bacia intracontinental com modificações do sistema hídrico da região, instalando-se um sistema fluvial que destinava parte dos seus sedimentos de áreas-fontes, localizadas a sudoeste, vindo assorear a bacia de deposição do Solimões (BRASIL, 1976a).

Diante disso, a maior parte dos solos do Acre desenvolveu-se a partir de rochas pelíticas da Formação Solimões, cuja sedimentação procedeu-se em períodos Plio-pleistocenos com materiais provenientes da Cordilheira dos Andes, o que tem levado alguns autores a acreditarem na ocorrência de material, em forma de alofana, na composição mineralógica desses solos (MÖLLER e KITAGAWA, 1982; GAMA, 1986; GAMA *et al.*, 1992).

Por outro lado, Johas *et al.* (1997) *apud* Silva (1999), comparando diferentes metodologias químicas para avaliação de materiais amorfos em solos do Acre, observaram que o percentual de amorfos representados pela soma de $\text{Fe}_2\text{O}_3 + \text{Al}_2\text{O}_3 + \text{SiO}_2$ naqueles solos não ultrapassou 10% do peso, teor este abaixo daquele considerado por alguns autores como de detecção nas análises de solo (EUHARA e GILLMAN, 1981).

Para Silva (1999), esses resultados levantaram a discussão quanto a comentada contribuição de material amorfo nos solos do Acre, já que na pesquisa realizada por esse autor, também não foi encontrado indícios deste material. O material vulcânico, dependendo dos teores de magnésio e silício, pode originar montmorilonita ou alofana, montmorilonita e vermiculita-cloritizada ou, ainda, alofana juntamente com haloisita gibbsita e imogolita (SILVA, 1999).

No entanto, estudos com solos da Amazônia realizados por Kitagawa e Möller (1979), revelaram que a fração argila de alguns solos com horizontes B latossólico que ocorrem no estado do Acre é constituída predominantemente por caulinita, tendo como minerais acessórios ou traços goethita, hematita, quartzo e gibbsita nos Latossolos Amarelos, além de presença de mica. Esses autores também encontraram caulinita como mineral dominante na fração argila dos Podzólicos (hoje classificados como Argissolos) do Acre, associada à pequenas proporções de hematita, goethita, feldspato, quartzo e mica, sem a presença de gibbsita, fato este também observado nas amostras de argila desta pesquisa, cuja área é abrangida em sua maior parte por Argissolos.

Sob condições de alta temperatura, umidade e lixiviação, as micas e feldspatos podem se transformar diretamente em minerais do grupo da caulinita (GRANT, 1964; REBERTUS *et al.*, 1986; NWADIALO e LIETZKE, 1989). No entanto, qualquer mineral primário fonte de Si e Al apresenta potencial de formação desses minerais, a partir da liberação de seus constituintes para a solução com o intemperismo químico.

Dentre os sistemas mistos, os Latossolos brasileiros apresentam grande diversidade de minerais na fração argila, com predomínio de caulinita, gibbsita, goethita e

hematita, apresentando diferentes concentrações e características físico-químicas (CURI e FRANZMEIER, 1984; SINGH e GILKES, 1992; MELO *et al.*, 2001). A participação quantitativa desses minerais nas características físicas dos solos foi discutida por Schwermann e Kampf (1985), Pinheiro-dick e Schwermann (1995), Ferreira *et al.* (1999), Giarola *et al.* (2002), Pedrotti *et al.* (2003), Resende *et al.* (2005), Ghidin *et al.* (2006) e Melo *et al.* (2008).

No estudo realizado por Ferreira *et al.* (1999), os Latossolos brasileiros foram divididos em caulíníticos e gibbsíticos quanto à forma de estruturação. A avaliação micromorfológica revelou que a distribuição dos grãos de quartzo no Latossolo caulínítico, em relação ao plasma, é eminentemente porfirogrânica, isto é, os grãos estão envoltos num plasma denso, contínuo, com pouca tendência ao desenvolvimento de microestrutura. Esse fenômeno implica no surgimento de estruturas em blocos, fazendo com que os solos apresentem-se mais compactos, menos permeáveis, com menor estabilidade de agregados em água e maior tendência à erosão laminar.

Tem sido postulada a presença de cargas negativas na caulinita, pela substituição isomórfica de Si^{4+} por Al^{3+} . Contudo, é mais aceito pelos pesquisadores que as cargas permanentes na caulinita são devidas às interestratificações com esmectita e mica. Misturas de camadas de caulinita/esmectita são comuns em solos e sedimentos (SCHULTZ *et al.*, 1971; SRODON, 1980; RIGHI *et al.* 1999).

A interestratificação caulinita/esmectita é intermediária na transformação do mineral expansivo em caulinita, pela progressiva aluminização das intercamadas do mineral 2:1. As camadas de mica devem ser mais freqüentes nos flocos de caulinita pseudomorfos de biotita nas frações areia e silte de solos. A caulinita pode ser formada diretamente do intemperismo da biotita, encontrada nas rochas, originando esses pseudomorfos (PINTO *et al.*, 1972; REBERTUS *et al.*, 1986; GRAHAM *et al.*, 1989).

No ambiente do solo, a formação de caulinita é favorecida por relações mais altas de Al/Si, pH baixo e virtual ausência de Na, Ca, Mg, Fe e K na solução do solo, o que corresponde, inicialmente, aos resultados encontrados nesta pesquisa.

2.5 Uso e ocupação da terra: condicionantes e efeitos

As pesquisas recentes sobre o modelado terrestre têm se concentrado em encontrar as relações existentes entre os fatores climáticos, hidrológicos, geológicos e variáveis geomórficas para explicar as morfologias do relevo e a evolução da rede de drenagem através dos tempos, porém, o uso da terra por atividades antrópicas guarda uma

relação íntima com os processos erosivos, fato que merece ser objeto de estudo (SCHUMM, 1977).

Neste sentido, ao se propor uma pesquisa a partir da produção e fluxo de sedimentos é fundamental que se mantenha uma abordagem sistêmica, pois a interação entre os fatores do meio natural e entre eles próprios é intrínseco ao funcionamento do mundo real, possibilitando que se possa explica-lo. Isto é especialmente verdadeiro quando se leva em consideração que a produção de sedimentos está totalmente atrelada à morfodinâmica de vertentes associada à fluvial, operando em determinada escala de tempo e espaço.

Conforme explicaram Schumm e Lichty (1965), a escala espacial e temporal são duas variáveis de fundamental importância e, em se tratando de processos geomórficos em bacia de drenagem, podem representar a totalidade da análise ou não. Dessa maneira, se forem estudados grandes áreas em um longo período histórico, ter-se-á uma visão do desenvolvimento da paisagem, o que, no entanto, leva à perda da observação dos processos geomórficos.

Neste estudo, procura-se pesquisar sem perder a conexão geológica-geomorfológica e biogeoquímica, fatores que poderão revelar o entendimento dos processos que compreenderam a formação da bacia de drenagem ao longo do tempo, tendo como elemento de correlação principal o tipo de uso recente da área, notadamente pós 1970, que levou à supressão da vegetação natural e à formação de pasto para a criação de bovinos (AB'SABER, 1969).

A quantidade e, principalmente, a qualidade da água de uma bacia de drenagem pode ser alterada por diversos fatores, destacando-se os tipos de uso e ocupação da terra, pois influenciam no armazenamento da água subterrânea, no escoamento superficial e no regime dos cursos d'água. Assim, a caracterização e análise hidroecogeomorfológica de uma bacia, no intuito de levantar todas as áreas críticas do ponto de vista da manutenção da água e sua caracterização biogeoquímica, aliada aos diversos tipos de atividades antrópicas, constituem condição básica para um planejamento bem sucedido dessas áreas (PINTO, 2003).

Toma-se como pressuposto básico, que a maior taxa de desprendimento de partículas sólidas da superfície da bacia esteja condicionada pelas atividades antrópicas, e que questões naturais específicas envolvendo as regiões tropicais, como declividade e altas taxas de pluviosidade, por exemplo, combinam-se para promover o aumento dos processos erosivos levando à degradação das terras.

Isso ocorre quando as forças hidrodinâmicas exercidas pelo escoamento superficial concentrado (*runoff*) atuam sobre as partículas desagregadas ultrapassando sua resistência, fazendo com que ocorra o processo erosivo. O aporte de sedimentos oriundos de áreas que sofrem erosão, promove o assoreamento de rios e lagos, comprometendo a qualidade da água e alterando a vida aquática, principalmente pela eutrofização das águas. Da mesma forma, se faz necessário investigar qual a composição química da água da bacia para, assim, determinar suas características biogeoquímicas, no sentido de orientar um possível reordenamento territorial das atividades no interior da mesma.

A alteração das áreas naturais no âmbito das bacias hidrográficas associa-se diretamente com a qualidade da água, na qual a vegetação funciona como uma proteção natural dos recursos hídricos. Inexistindo a vegetação, há o aumento do escoamento superficial e, conseqüentemente, a erosão do solo, causando a entrada de material particulado nos corpos hídricos, podendo levar ao assoreamento e alterar os seus padrões de vazão e de volume. A erosão e a diminuição da uniformidade das condições do solo causam a deterioração dos habitats aquáticos, comprometendo a qualidade da água (SMANIOTTO, 2007).

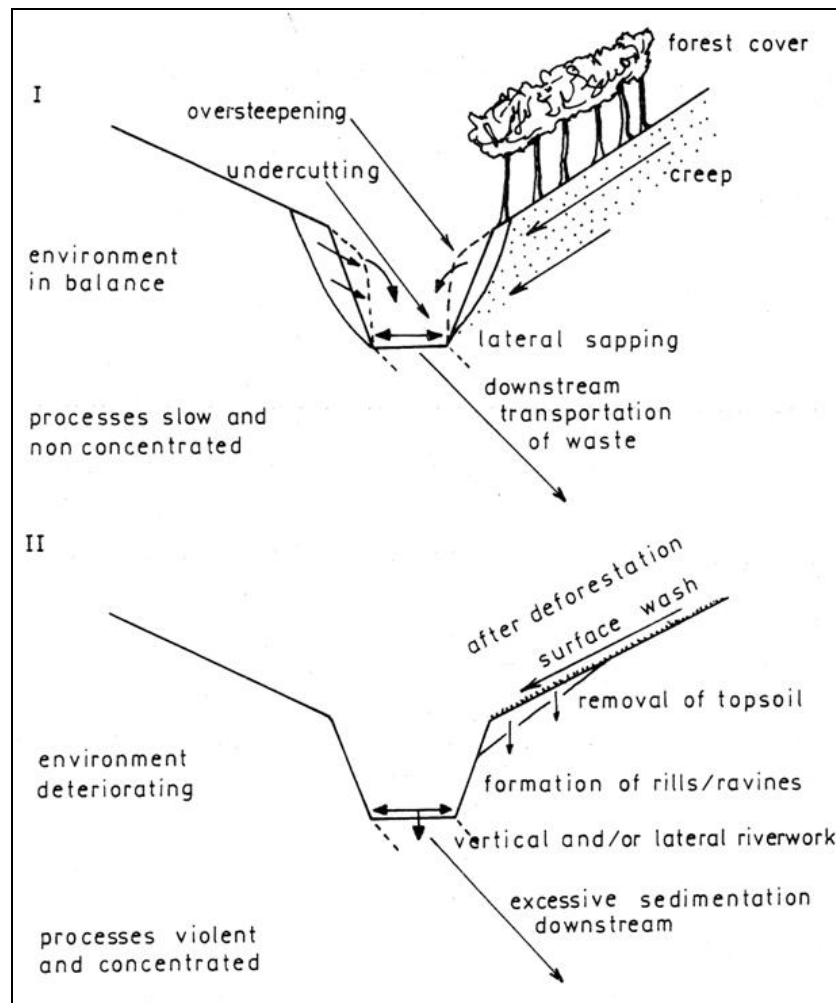
Periago e Soto (2004) estudaram os efeitos da pecuária sobre a concentração de sedimentos em bacia hidrográfica na Espanha e afirmam que as atividades pecuaristas efetuadas nas pastagens são consideradas fontes de partículas soltas do solo, que se acumulam na superfície durante o período seco e tendem a se movimentar durante as enxurradas superficiais. Afirmam, ainda, que a concentração de carga suspensa de sedimentos é influenciada pela massa total de solo erodida e a sua composição granulométrica, sendo esta temática de grande interesse para pesquisadores e gestores.

Houghton (1994) ainda vai mais longe ao indicar que os efeitos regionais nocivos do desmatamento para dar lugar à agropecuária podem ser percebidos não só por meio da erosão dos solos, mas também da redução na quantidade de chuvas, da perda da capacidade dos solos na retenção da água, intensificação e frequência de alagamentos, dentre outros.

Segundo Verstappen (1983), no leste dos Estados Unidos a erosão acelerada começou com o desenvolvimento agrícola dos assentados. Como resultado, a deposição acelerada ocorreu nos últimos 150 anos, por exemplo, na Baía de Chesapeake. Na América Central, cultivos mal planejados resultaram em graves problemas de erosão, deixando a terra estéril. Para este autor, é muito provável que o corte em grande escala de florestas tropicais,

realizados de forma extensivamente no cinturão equatorial, podem levar à erosão catastrófica num futuro próximo se não houver medidas de contenção. Muitos solos tropicais são susceptíveis a erosão e, com o desmatamento e a pluviosidade, inicia-se o efeito *splash*, posteriormente, surgem os processos lineares, interrompendo o processo de formação dos solos e outros processos associados, como o assoreamentos dos fundos de vales, conforme o autor (op. cit.) demonstra na figura 4.

Figura 4 - Processos que ocorrem antes e após o desmatamento



Fonte: Verstappen (1983).

No sudoeste amazônico, em especial no estado do Acre, no qual está localizada a bacia de estudo, a conversão da floresta em pastagem iniciou a partir do final da década de 1960, com a expansão conjunta da fronteira agrícola. Segundo Allegretti (1992) *apud* Lorena (2001), as florestas foram substituídas por pastagens em razão do rápido retorno econômico e da atuação do poder político que atuaram no sentido de tornar as atividades agropecuárias o

modelo do processo de ocupação da terra. Aliado a isso, houve ainda os incentivos para ocupação da região por parte do Governo Federal através de projetos de colonização, projetos agropecuários, agroflorestais, mineração, madeireiros, entre outros, tendo o primeiro sido o grande motivo da devastação florestal.

Em meados da década de 1970, houve o agravamento das tensões sociais pela posse da terra. Os agricultores expropriados do sul do País, unidos aos ex-seringueiros, que ocupavam locais ainda não desmatados dos latifúndios, passaram a exigir direito à terra. Este procedimento atingiu por vezes a situação de conflito, e houve casos de expulsão de posseiros por atos de violência para dar lugar à expansão da pecuária (LORENA, 2001).

A intervenção do Governo Federal nas questões da posse da terra teve início com a ação do INCRA (Instituto Nacional de Colonização e Reforma Agrária) que implementou a desapropriação de terras e a posterior criação dos projetos de colonização com lotes destinados à pequena propriedade agrícola (CRUZ e RAMOS NETO, 1983). Estudos revelam que, mais tarde, esses projetos trouxeram consigo a conversão das áreas de floresta por pastagem através da formação de grandes latifúndios criados pela aglomeração de lotes de terra oriundos dos assentamentos, vindo a se transformar em fazendas para criação bovina. Daí a expansão da pecuária nessa parte da Amazônia sul-ocidental.

Atualmente, todo o leste acreano apresenta predomínio de atividades de pastagens, correspondendo a, aproximadamente, 70% da área, sendo que a bacia do igarapé Judia está situada nesse contexto.

Com o avanço da atividade agropastoril há também o aumento da erosão hídrica do solo, através de processo físico de desagregação, transporte e deposição de partículas soltas pelo pisoteio do gado. Esse processo tende a aumentar com a ação da água das chuvas, grandemente afetada pela ação antrópica (WARD, 1975; CASSOL e LIMA, 2003).

Afirmações feitas no estudo de Falesi (1974) ao longo da Rodovia Belém-Brasília, próximo a Paragominas, no Pará, e no nordeste do Mato Grosso, dando conta que plantações de pastagens melhoram a qualidade do solo, foram levadas adiante em recomendações oficiais para o uso da terra na Amazônia brasileira (IPEAN, 1974). Tal afirmação sustentou-se na observação de que a acidez do solo é neutralizada logo após a queimada da floresta, com a mudança do pH de 4 para acima de 6, levando ao desaparecimento do alumínio e aumento do Cálcio, Magnésio e Potássio na composição química do solo, nas diversas idades de pastagem, o que teria permanecido estável no decorrer

dos anos. Ainda, que o Nitrogênio baixaria logo após a queimada, voltando a apresentar o teor semelhante ao existente na mata primitiva em poucos anos.

Essas afirmações foram mais tarde contestadas por Fearnside (1980) afirmando que o conhecimento das mudanças de solo sob pastagens tropicais estavam longe de ser suficiente. Indicava, ainda que, embora os resultados sobre o solo obtidos no estudo de Falesi (1974; 1976) possam ser consequência do melhoramento da qualidade do solo face às diferenças de tempo sob pastagens, eles também podem ser resultado da variabilidade natural entre os locais de onde as amostras de solo foram colhidas, bem como do tamanho da amostra de solo analisada. Demonstra, inclusive, que os níveis de fósforo da área de floresta são superiores ao da área de pastagem, indicando que há carência de estudos mais detalhados sobre os solos da Amazônia.

Atualmente, sabe-se que as pastagens preparadas a partir da derrubada e queima da floresta são utilizadas por poucos anos devido ao declínio da fertilidade do solo, ao aparecimento das ervas daninhas e a infestação de insetos, além da destruição dos mecanismos de conservação dos nutrientes (GOLLEY *et al.*, 1978; JORDAN, 1985).

No estado do Acre, a forma de utilização da terra pelos pequenos produtores de milho, arroz, feijão e mandioca, segue a tradição da agricultura itinerante, embora tenha havido um declínio de tal prática em razão dos mecanismos de controle dos órgãos ambientais locais. O procedimento consiste na derrubada e queima da floresta para o plantio durante um período médio de dois anos e, após isso, com o empobrecimento do solo, abrem-se novas áreas para o plantio deixando a anterior em pousio de 5 a 10 anos para recomposição ou praticando-se a pecuária extensiva (FUJISAKA *et al.*, 1996; FUJISAKA e WHITE, 1998; AMARAL, 2003).

Para Amaral (2003) mesmo com efeito devastador das condições dos solos, estudos mais específicos sobre o uso da terra são relativamente poucos. Entre estes, destacam-se os de Gomes *et al.* (1990), Amaral *et al.* (1995), Silva *et al.* (1995) e Araújo *et al.* (2000).

Percebe-se, portanto, que a ocupação das áreas de floresta e a conseqüente conversão em pastagens na região amazônica, iniciaram-se e vem sendo feita com base em estudos localizados e sem representatividade, levados adiante pelos órgãos oficiais que determinam onde, quando e como deverá ser ocupado determinado espaço. Com isso, a região vem experimentando um rápido desmatamento, com a redução dos seus recursos naturais, em especial, os solos.

A utilização da terra, nas condições acima, tem como consequência, a ocorrência de processos geomorfológicos de diversos tipos, notadamente os de natureza exógena. Invariavelmente, esses processos só podem ser estudados e quantificados após pesquisa e observação de parâmetros adequados. Para efeitos de levantamento, os vestígios e as características do relevo permitem identificar o processo de uso da terra que lhes causou. Nesse caso, o estudo recai sobre os processos que afetam claramente o padrão e tipo de utilização da terra (VERSTAPPEN, 1983).

2.6 Dinâmica Hidroecogeomorfológica e o Escoamento nas Vertentes

A adoção da análise hidroecogeomorfológica como princípio norteador desta pesquisa vem oferecer, além de instrumental teórico e metodológico de análise e síntese, uma ampla gama de técnicas de campo e laboratório, que permitiram uma adequada produção dos dados necessários aos resultados da pesquisa. Este tipo de análise oferece uma visão integrada dos fatores físicos, químicos e biológicos responsáveis pelas alterações no âmbito da bacia de drenagem, tendo como foco a análise das atividades antrópicas a partir do uso da terra e sua influência na alteração de características hídricas. A pesquisa procedeu também, conforme aduziu Gregory (1994), à uma análise em conjunto, ou integrada, de temas geográficos, em especial da Geografia Física, permitindo uma visão abrangente dos fenômenos que estão ocorrendo na bacia estudada.

Nunes e Rocha (2008) enfatizam que estudos em bacia de drenagem demandam extensos levantamentos de dados em campo, combinados com análises em laboratório, fato que requer metodologias, técnicas e equipamentos apropriados e aplicados diretamente ao interesse do estudo. A partir desse entendimento, procedeu-se, na presente pesquisa à análise da concentração de sedimentos em suspensão (C_{ss}), a totalização da quantidade existente e a caracterização biogeoquímica da água, considerando-se que os efeitos nocivos sobre a qualidade da água em razão da maior produção de sedimentos estão associados com manejo intensivo dos solos, recentemente estudados na Califórnia por Dunne *et al.* (2001).

Os processos de escoamento dão origem às diversas alterações físico-químicas nos fundos de vales. Nesse sentido, Leopold *et al.* (1992) apontam para o fato do escoamento constituir etapa fundamental para a disponibilização de sedimentos na rede hidrográfica, estando o aumento desse aporte de sedimentos condicionado à existência ou não de cobertura

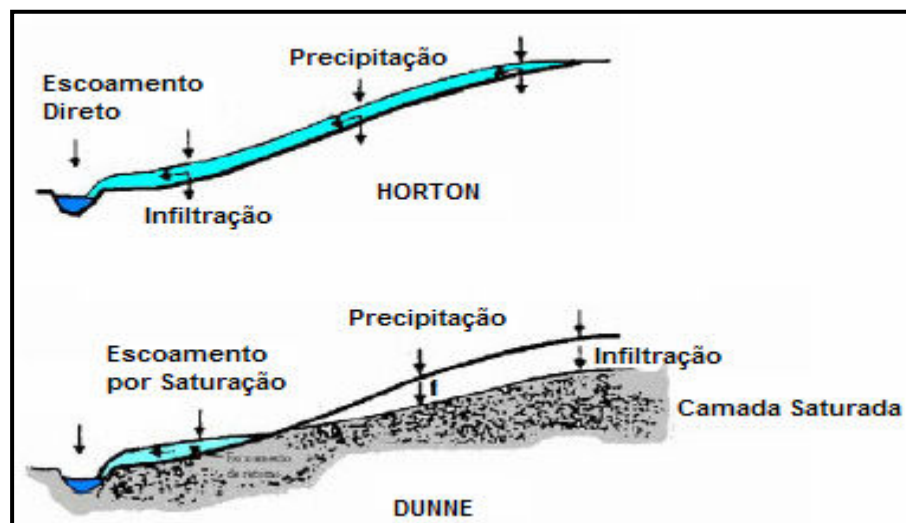
vegetal da área. Conhecidamente, a falta de cobertura vegetal, condicionada pelo tipo de uso da terra predominante na área (VERSTAPPEN, 1983), promove o escoamento concentrado (*run off*) que, por sua vez, causa a erosão do solo, influenciando na maior quantidade de sedimentos nos fundos de vale.

Assim é que, conforme afirmam Hornberger *et al.* (1998), o escoamento em uma bacia hidrográfica pode estar relacionado a diversos mecanismos, cuja atuação permite a identificação de quatro tipos principais de fluxos, entre eles: 1) os fluxos ocasionados pela precipitação diretamente inserida sobre os canais de escoamento; 2) o próprio escoamento superficial; 3) o escoamento em subsuperfície; e por último 4) o escoamento subterrâneo.

Primeiramente, o escoamento superficial é considerado o mais importante alicerce dos processos e mecanismos gerados nas bacias de drenagem, definido como sendo a água excedente logo após o processo de infiltração, estudado por Horton (1933). A ocorrência de escoamento superficial ocorre em praticamente todas as partes da bacia de drenagem e recebe a denominação de “escoamento hortoniano”, em homenagem ao seu estudioso (Fig. 5).

No entanto, pesquisas posteriores detectaram que não só ocorrem os escoamentos do tipo hortoniano, mas que, fundamentalmente, nas regiões de intensa pluviosidade, caracterizadas como de clima úmido e, geralmente, constituídas de florestas, o escoamento superficial está relacionado ao acúmulo de água, que devido à saturação do solo, passa a escoar pela superfície (Fig. 5). Neste caso, chama-se escoamento dunniano em homenagem ao seu estudioso (HEWLETT e HIBBERT, 1967; DUNNE, 1978; 1983)

Figura 5 – Alguns mecanismos de geração do escoamento concentrado



Fonte: Beven (1986) *apud* Vestena (2008)

Na análise desses modelos conceituais, fica evidenciado a ocorrência do escoamento hortoniano, principalmente, em áreas onde há o predomínio de vegetação rasteira e/ou em áreas que não apresentam altas taxas pluviométricas, incluindo-se as áreas urbanas em função da alta impermeabilidade do solo. Hornberger *et al.* (1998) consideraram que este tipo de escoamento, geralmente, tende a predominar em sistemas onde o perfil do solo ou a superfície da terra foram severamente alterados.

Contrariamente, o escoamento por saturação do solo torna-se mais significativo quanto maiores forem as taxas de pluviosidade e a cobertura arbórea, incluindo determinadas condições topográficas que favoreçam a presença do nível freático próxima da superfície, características idênticas na área em estudo. Porém, pode ocorrer, em alguns casos, o escoamento hortoniano em razão da grande quantidade de área desmatada no interior da bacia (*op. cit.*).

A topografia e a forma da bacia são as características mais importantes no controle do fluxo de água, por exercerem uma grande influência, não só no movimento de água subterrânea, mas também na água de superfície, ocasionando um processo de maior ou de menor concentração de água e sedimentos.

Dessa maneira, o processo de escoamento nas vertentes que se apresenta de forma bastante diversa e depende de diferentes fatores que incluem os de ordem química, física, antrópica e biológica, é fundamental. Nesse sentido, Mendiondo e Tucci (1997), indicam que os processos de escoamento em uma bacia são constituídos de: 1) escoamento superficial por um excedente da infiltração; 2) escoamentos internos; 3) escoamento superficial por saturação do solo; e 4) escoamento pela integração de processos diversos.

Há que se considerar nesta análise o reconhecimento, a localização e a quantificação dos fluxos d'água nas vertentes na área de estudo, fatores que, de acordo com Penteado (1983), são de fundamental importância para o entendimento dos processos geomorfológicos atuantes sobre a superfície em suas mais diversas condições climáticas e geológicas. Explica, ainda, que as linhas de escoamento preferenciais dos fluxos superficiais e subsuperficiais definem os mecanismos erosivo-deposicionais preponderantes e são resultados de diversos fatores (bióticos e abióticos) que compõem o ambiente de drenagem e que são constituintes da bacia.

2.7 Parcelas Experimentais no monitoramento de processo erosivo

Reconhecidamente, os tipos de usos da terra e sua devida cobertura vegetal produzem efeitos diferentes ao meio. Conseqüências irreversíveis a partir dos diferentes usos da terra incluem degradação do solo e erosão, mudanças na disponibilidade de água do solo, perda de biodiversidade, e da carga de nutrientes. Por essa razão, o uso da terra, atrelada às variações nos processos hidrológicos, representa uma categoria de impacto de fundamental importância para ser estudada e entendida (BROOKS *et al.*, 1991; KOELLNER e SCHOLZ, 2007).

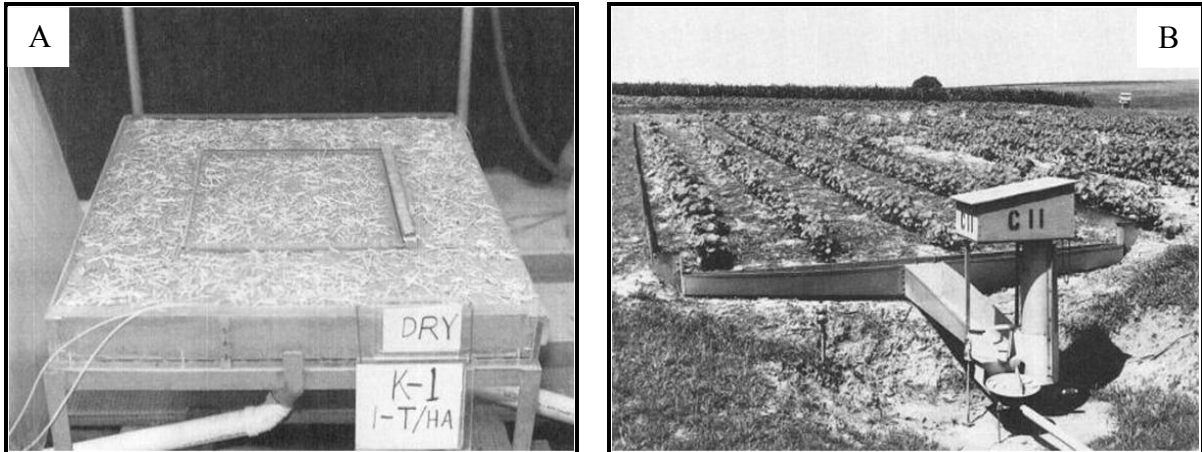
Hoje, o que se discute são as metodologias para os estudos sobre os efeitos do uso da terra, tendo como elementos taxonômicos, as vertentes. A mais utilizada é o monitoramento do processo erosivo utilizando-se parcelas experimentais ou *plots*, obtendo-se resultados relativamente satisfatórios.

Estudos dão conta de que as primeiras investigações científicas em erosão do solo foram feitas na Alemanha, entre os anos de 1877 e 1895, em pequenas parcelas utilizadas para observações e medições de diversos efeitos relacionadas ao processo erosivo (PINESE JÚNIOR *et al.*, 2009). Porém, somente em 1923 ocorreu no Estado de Missouri, a primeira publicação de resultados de erosão do solo em parcelas experimentais (VOLK, 2006).

A discussão, entretanto, recai sobre qual o tamanho adotar já que, conforme literatura pertinente sobre o assunto, não há indicação de um tamanho adequado à instalação das parcelas.

Em uma tentativa de sistematizar as dimensões das parcelas com relação aos objetivos das pesquisas, Mutchler *et al.* (1994) estudando o processo erosivo, propõem parcelas com tamanho mínimo de 46 x 46 cm, porém, com a utilização de simuladores de chuva em laboratório. Ao tratar do efeito da vegetação no desencadeamento do processo erosivo, os mesmos sugerem a utilização de parcelas com no mínimo 10 m² e, por fim, no intuito de mensurar a perda por erosão, considerando-se o comprimento de rampa e o tipo de uso da terra, utilizando a USLE (Equação Universal de Perda de Solo) adotam o tamanho das parcelas em 4 x 22.1 m (Fig. 6).

Figura 6 - Demonstração de uma parcela em laboratório (A) e em área de agricultura (B)



(A) Parcela de 46 cm x 46 cm em laboratório para monitoramento de perda de solo com uso de simuladores de chuva; (B) Parcela de 4 m x 22.1 m instalada para fins de mensuração da perda de solo na agricultura, utilizando a USLE, nos EUA.

Fonte: Mutchler *et al.* (1994).

No Brasil, para estudar o efeito da cobertura vegetal sobre a erosão do solo, Bertoni e Lombardi Neto (2008) sugerem parcelas de 100 m² (4x25 m), tamanho este que é diferente quando se tem como objetivo analisar o efeito de práticas de plantio do tipo cafezais, para o qual sugerem parcelas de 1000 m² (20x50 m). Para estudos que visam a determinar o efeito do comprimento de rampa, estes autores recomendam a utilização de parcelas de 250 m², 500 m² e 1.000 m², sempre com 10 m de largura.

Fernandes *et al.* (1989), Baccaro (1999), Coelho Neto (2001) e Guerra e Cunha (2001) apresentam em seus estudos dimensões de parcelas de 10 m² (10x1 m), tamanho este que valoriza o efeito do comprimento de rampa em detrimento da largura. Nesse caso, conforme observado no trabalho desenvolvido por Marchioro (2002) há uma subestimação das taxas de saída de sedimentos incorrendo, muitas vezes, em análises equivocadas.

Em outros estudos, como o de Marchioro e Augustin (2007) foram utilizadas parcelas de 2 m de largura por 5 m de comprimento. Esse tamanho (10 m²) apresenta vantagem em relação às de tamanho maior, pois seus coletores dificilmente transbordam e seu monitoramento pode ser realizado diariamente ou por eventos ao longo do dia. Por outro lado, são grandes o suficiente para representar o escoamento real, sem sub, ou super dimensionamento do escoamento e da perda erosiva do solo, permitindo que seja analisada a contribuição da cobertura natural nos valores finais de escoamento e perda.

Como se observa, as parcelas podem apresentar tamanhos variados em termos de largura e comprimento. Apesar das diversas tentativas e dos estudos que já foram realizados, ainda não existe um tamanho ideal.

2.8 Características Biogeoquímicas e a Qualidade da Água

As características biogeoquímicas e limnológicas das águas superficiais advêm dos ambientes naturais (origem, circulação e estocagem) e antrópicos (utilização e alteração). A degradação dos suprimentos de água doce é resultado dos diversos usos aos quais a água é submetida, traduzindo-se no aumento da contaminação hídrica através da introdução de substâncias tóxicas, eutrofização, alteração na flutuação do nível da água, interferência no sistema hidrológico e alterações nas condições químicas e físicas (TUNDISI e TUNDISI, 2008).

Diante disso, Wetzel (1993) afirma que é necessário compreender as respostas metabólicas dos ecossistemas aquáticos para enfrentar as alterações e eliminar seus efeitos negativos, como forma de maximizar gestão dos recursos hídricos.

Na manutenção da água com quantidade e qualidade adequadas, deve-se atentar para os tipos de uso e ocupação do solo das bacias de drenagem como maneira de evitar e minimizar os processos de degradação. O uso da terra aliado às características morfométricas de bacia de drenagem, podem exercer influência negativa na composição química, física e biológica de qualquer manancial (RIOS e CALIJURI, 1995).

Segundo Margalef (1983), quando o rio principal de uma bacia apresenta tendência à poluição ou à eutrofização, ele está respondendo à tensão recebida pelos ecossistemas terrestres, refletindo o “estado de saúde da bacia hidrográfica”. Nesse caso, o manancial lótico apresenta-se como um “termômetro” refletindo o que está bom ou ruim no âmbito da bacia.

O impacto das atividades humanas sobre as águas continentais tem ocorrido de forma ameaçadora e, diariamente, os rios têm sido utilizados como despejo de efluentes *in natura*. Atividades humanas, como o desmatamento e o uso inadequado do solo vem provocando impactos como a erosão e os movimentos de massa, contribuindo de sobremaneira para maximizar a concentração de sedimentos na água oriundos do escoamento superficial, deteriorando sua qualidade (MARGALEF, 1991).

Para avaliar a qualidade das águas a partir dessas alterações, foi elaborado o IQA (índice de qualidade de água) a partir de um estudo realizado em 1970 pela *National*

Sanitation Foundation dos Estados Unidos. A CETESB/SP (Companhia de Tecnologia de Saneamento Ambiental do Estado de São Paulo) adaptou e desenvolveu esse índice que incorpora 9 (nove) variáveis consideradas relevantes para a avaliação da qualidade das águas (CETESB, 2012).

As variáveis que constituem o cálculo são: Temperatura, Potencial Hidrogeniônico (pH), Oxigênio Dissolvido (OD), Demanda Bioquímica de Oxigênio (DBO), Turbidez, Sólidos Totais (ST), Coliformes Fecais ou Termotolerantes (CF/CT), Nitrogênio Total (NT) e Fósforo Total (PT). Essas variáveis definem os efeitos do despejo de esgoto *in natura* nos corpos d'água, além da identificação de possíveis fontes de poluição a partir dos diversos usos da terra, sendo de fundamental importância a sua aplicação nesta pesquisa.

Além da contaminação da qualidade da água por efluentes, a disposição de elementos químicos no solo, seja pela atividade produtiva da terra, seja pela própria característica litológica da região, ocasionam caráter diferenciado à água, levando à introdução de uma maior ou menor concentração de elementos químicos disponíveis. Juchem (1992) apresentou alguns processos que interferem diretamente na qualidade da água, conforme a tabela 1.

Tabela 1 – Principais processos pedológicos relacionados à qualidade da água

Processos	Impacto sobre a água
Erosão do solo	Aumento do transporte de materiais dissolvidos e em suspensão através das enxurradas.
Lixiviação	Percolação de nutrientes e materiais orgânicos dissolvidos.
Fluxo de macroporos	Transporte acelerado de contaminantes da superfície para regiões sub-superficiais.
Mineralização do húmus	Liberação de compostos solúveis antes imobilizados na matéria orgânica.

Fonte: Adaptado de Juchem (1992).

Estudos sobre a qualidade da água em ambientes lóticos no Brasil são, no entanto, mal distribuídos e estão concentrados em sua maioria na região sudeste, especialmente nos estados de São Paulo, Rio de Janeiro e Minas Gerais (NECCHI *et al.*, 2000; SMITH e PETRERE, 2000; RODRIGUES e BICUDO, 2001; SILVA *et al.*, 2001) entre outros.

Segundo Furtado (2005) na região amazônica brasileira, estudos limnológicos concentram-se na Amazônia Central, aonde a composição química dos ambientes lóticos vem

sendo estudada por vários pesquisadores (KLINGE e OHLE, 1964; SIOLI, 1968, 1975a, 1975b; FITTKAU *et al.*, 1975; KÜCHLER *et al.*, 2000).

Na Amazônia Ocidental, especificamente no estado do Acre, os estudos limnológicos ainda encontram-se em fase embrionária. As pesquisas desenvolvidas até o momento na região da bacia hidrográfica do rio Acre restringem-se a alguns trabalhos desenvolvidos, em sua maioria, nos lagos formados por meandros abandonados. Essa pesquisas apresentam em sua maioria abordagem taxonômica (SENDACZ e COSTA, 1991; LOPES e BICUDO, 2003; KEPPELER *et al.*, 1999a, 1999b; KEPPELER, 2003; KEPPELER e HARDY, 2002, 2004), ou caracterização ecológica (ALMEIDA, 2000; KEPPELER, 2003; SILVA, 2010).

No rio Acre, destaca-se o trabalho de caracterização limnológica e qualidade das águas de Furtado (2005) e, mais especificamente, no Igarapé Judia o trabalho desenvolvido por Santos (2005) sobre a qualidade das águas naquele ambiente lótico.

2.9 Carga de elementos químicos em dissolução

Um dos processos de desagregação é provocado pelo impacto das gotas da chuva diretamente sobre a superfície do solo, o chamado efeito *splash*, causando ruptura dos agregados. O transporte das partículas finas desagregadas dá-se quando o solo está saturado ou quando a quantidade de água precipitada é superior a capacidade de infiltração de água no solo, ocasionando o escoamento superficial do excesso de água (COELHO NETTO, 2001). A tendência final é que o material transportado se deposite em locais mais baixos, que podem ser depressões naturais do terreno, como lagos, rios, represas, finalizando o processo erosivo (ELTZ *et al.*, 1984).

A magnitude das perdas por erosão depende de uma série de fatores, dentre os quais se destacam a cobertura vegetal que intercepta e armazena água de chuva, principalmente, no período de máximo crescimento da vegetação (DUNNE e LEOPOLD, 1978) e a declividade da área que determina as forças gravitacionais possíveis para haver o processo de deslocamento de partículas do solo (WATSON e LAFLEN, 1986).

Compreender os fatores que integram o processo de erosão hídrica das vertentes e quantificar as perdas de solo constitui-se atividade de grande relevância, pois serve como base na elaboração de medidas que visem maximizar o uso dos recursos hídricos

disponíveis e evitar os efeitos negativos decorrentes da produção, transporte e deposição de sedimentos em reservatórios e rios (COELHO NETTO, 2001; PAIVA, 2001).

Isso ocorre, porque o material erodido será movimentado, geralmente, para as partes baixas do terreno, onde, quase sempre, constituem vales fluviais, dando origem aos diversos tipos de transporte e descargas peculiares dos sedimentos, elencados na literatura, constando de: transporte por rolamento ou deslizamento, constituindo a carga de fundo (material mais grosseiro, como areia e cascalho); transporte de partículas leves, por todo escoamento do fluido, caracterizando a carga em suspensão (material de granulometria menor, como silte e argila); e, de forma não menos importante em termos de morfologia fluvial, o transporte em solução, constituindo a carga dissolvida no meio líquido (carga de fluidos químicos).

Segundo a *United States Environmental Protection Agency* (USEPA, 2002), os sedimentos em suspensão constituem o principal vetor do transporte de poluentes em rios, sendo considerado como o principal poluente, considerando-se que se constitui de partículas orgânicas e inorgânicas que trazem impactos de grande proporção aos ambientes aquáticos.

Do mesmo modo, conforme estudos da *North Coast Regional Water Quality Control Board* (NCRWQCB, 2006), cerca de 60% de rios e córregos da Califórnia apresentam taxas demasiadas de sedimentos em suspensão, levando a EPA (*Environmental Protection Agency*) a estabelecer um total de carga máxima diária de sedimentos em rios, reconhecendo-se a necessidade de pesquisas e monitoramento para determinar os níveis de comprometimento e de avanço rumo à recuperação.

No Brasil, o Código Florestal brasileiro (BRASIL, 1965) define que devem ser mantidas as áreas de vegetação natural, pois representam áreas frágeis ou estratégicas em termos de conservação ambiental, não devendo ser modificadas para fins de ocupação evitando-se, em alguns casos como as matas ciliares, a destinação de resíduos e/ou sedimentos diretamente para o canal fluvial.

No entanto, na área em estudo, há uma tendência massiva de conversão das áreas de floresta em pastagem, inclusive nas áreas de mata ciliar, culminando com maior perda de água por escoamento superficial e a consequente alteração biogeoquímica da água. A manutenção da vegetação natural contribui para a perenização de rios e igarapés, além de evitar o comprometimento da quantidade de água, evitando processos de degradação, tais como: ravinamentos, voçorocamentos e assoreamento de canais (SANTOS, 2005; EMBRAPA, 2009).

A degradação e o uso irracional das áreas que necessitam ser preservadas deram origem a alguns programas de ordenamento territorial no âmbito das bacias hidrográficas, porém, a falta de dados atualizados e profissionais capacitados para agir reflete a inércia das ações desses programas. Nesse caso, a execução desta pesquisa visa, entre outros, realizar a análise da dinâmica hidrogeomorfológica de uma bacia de drenagem de grande importância regional que poderá, após, subsidiar o processo de gestão dos recursos hídricos no estado do Acre. Como bem lembra Sanchez (2006, p. 359):

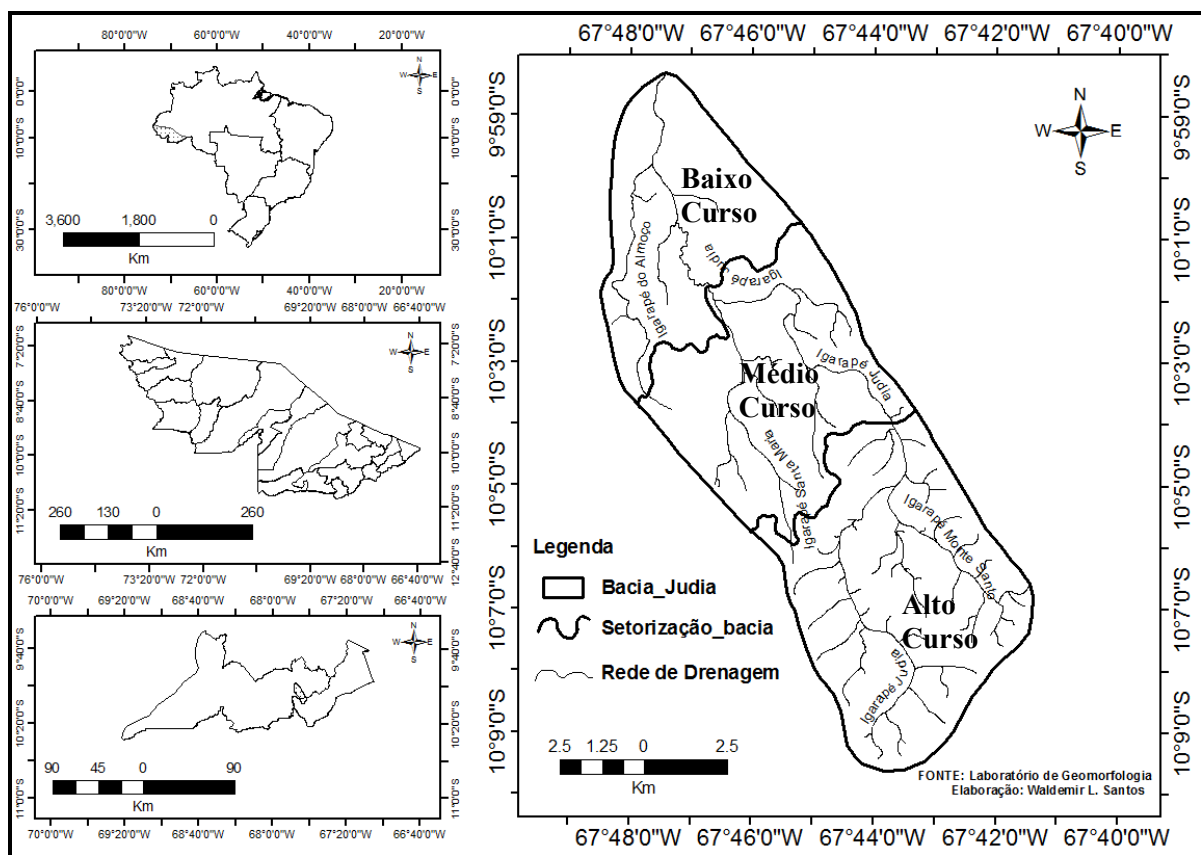
A existência de programas bem estruturados de gestão ambiental não garante seu sucesso. Se a aplicação não for conduzida por uma equipe conscientizada e treinada, as medidas de gestão podem simplesmente não dar certo. Porém, profissionais qualificados são necessários...

3. CARACTERIZAÇÃO GEOAMBIENTAL DA ÁREA DE ESTUDO

3.1 Localização e Descrição

A bacia do Igarapé Judia localiza-se entre as coordenadas geográficas $10^{\circ}2'40''\text{S}$ e $67^{\circ}44'25''\text{W}$ e $9^{\circ}58'27''\text{S}$ e $67^{\circ}47'29''\text{W}$. Situa-se nos municípios de Rio Branco (AC) - baixo e médio curso - e Senador Guiomard (AC) - alto curso (Fig. 7).

Figura 7 – Mapa de localização da bacia do Igarapé Judia (AC)



A bacia do Igarapé Judia tem área aproximada de 123 km^2 , com predomínio de atividades pecuaristas de criação de bovinos, pequena atividade de agricultura de subsistência e construção de habitações de forma rarefeita no trecho que compreende a zona rural dos dois municípios e mais intensa nos extremos da bacia, abrangendo a sede dos municípios de Senador Guiomard (AC) e Rio Branco (AC).

A ocupação dessa área não foge à regra em comparação à ocupação das demais áreas da região, sendo feita de forma aleatória e desordenada, desde o início do século XX e

intensificadas a partir do início da década de 1970, em virtude das mudanças provenientes do novo modelo econômico implantado no estado do Acre com o declínio do extrativismo e a ascensão da agropecuária.

Entre os fatores que proporcionam a transformação ambiental, destacam-se o desmatamento e a ocupação das margens dos cursos d'água para fins de criação de bovinos e/ou habitação, constituindo-se em fatores de degradação ambiental, acelerando o processo de erosão do solo e conseqüentemente, dando início a diminuição no nível de qualidade e quantidade de água disponível, fato que merece ser investigado.

A bacia em estudo está inserida em uma grande planície aluvional e, no contexto regional, está localizada na porção que compreende o Planalto Rebaixado da Amazônia Ocidental (ACRE, 2000), em região de baixa altitude com cota máxima de 220 m e mínima de 130 m.

O igarapé que dá nome à bacia possui uma extensão aproximada de 30 km, com suas nascentes a 220 m de altitude, descendo em quotas médias de 10 m até o encontro com o rio Acre, onde está situada a foz. É considerado o principal afluente da margem direita do rio Acre, responsável pelo abastecimento de, aproximadamente, 100 mil habitantes, oriundo da captação de água realizada pelo SAERB (Serviço de Água e Esgoto de Rio Branco) (SANTOS, 2005).

Quanto ao número de habitantes da bacia, ainda não existem estudos que demonstrem o número com exatidão, considerando-se tratar de uma área que apresenta intenso “vazio” na zona rural (onde predominam as fazendas de criação de gado). Por sua vez, o INCRA (Instituto Nacional de Colonização e Reforma Agrária) ainda não procedeu ao cadastramento dos proprietários, sendo que os dados existentes são apenas especulativos, indicando aproximadamente, 100 mil habitantes, incluindo as áreas dos dois municípios abrangidos.

3.2 Aspectos Bio-Físicos

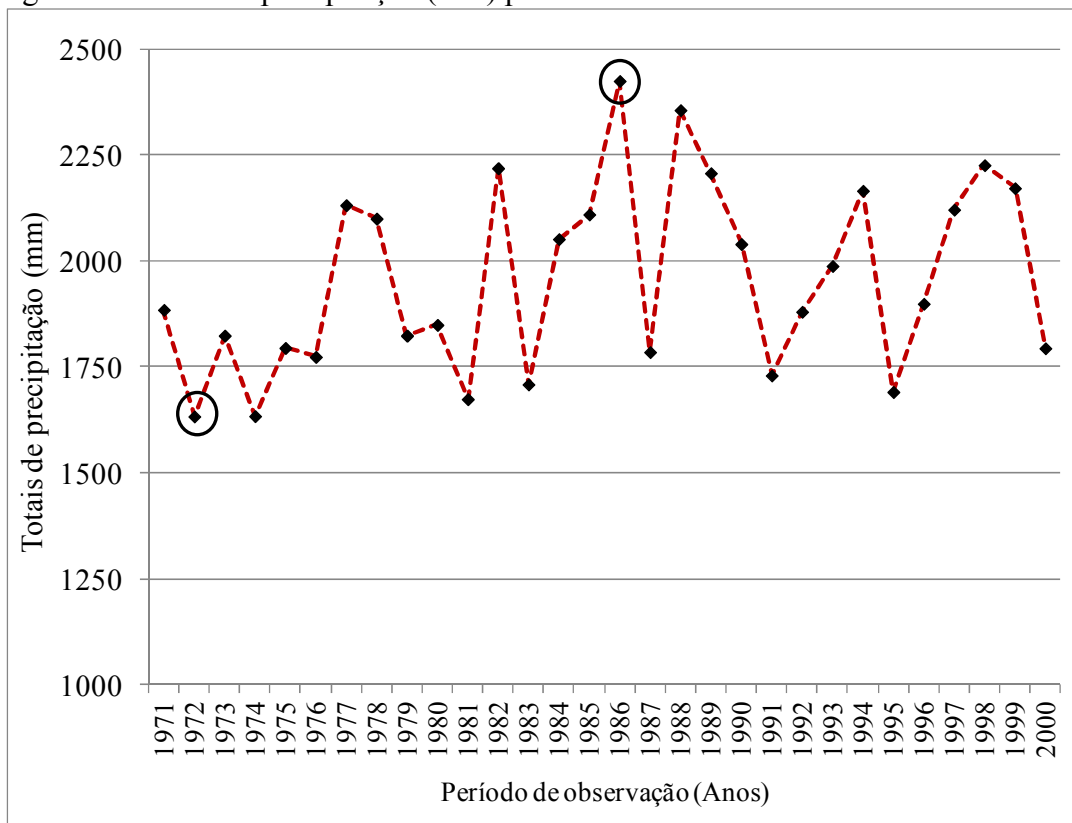
O tipo climático predominante na bacia do igarapé Judia é do tipo *Am*, classificação proposta por W. Köppen, correspondendo a tropical chuvoso (quente e úmido), com ocorrências de precipitação do tipo monção, caracterizadas como excessivas durante alguns meses do ano (AYOADE, 1998). O período chuvoso corresponde ao “inverno

amazônico” (compreendido entre os meses de outubro a abril), e o período de estiagem caracteriza o “verão amazônico” (compreendido entre os meses de maio a setembro).

Pela sua localização e características biofísicas, o Estado do Acre apresenta altos índices pluviométricos e elevadas temperaturas. Analisando-se internamente, a região do baixo Acre, área que abrange a bacia do igarapé Judia, apresenta um dos menores índices anuais de precipitação em comparação com localidades do alto Acre, com valores variando de 1877 a 1982 mm/ano. Os maiores índices pluviométricos anuais ocorrem no sudoeste do município de Assis Brasil/AC, apresentando índices de 2714 a 2819 mm/ano (ACRE, 2000).

Valores absolutos de pluviometria para a totalidade do Estado do Acre foram publicados por Duarte (2006), abrangendo o período de 1971 a 2000 (30 anos), nos quais demonstra o comportamento anual com relação aos totais de precipitação, com a ocorrência de picos de máxima e mínima (Fig. 8).

Figura 8 – Totais de precipitação (mm) para o estado do Acre – 1971-2000

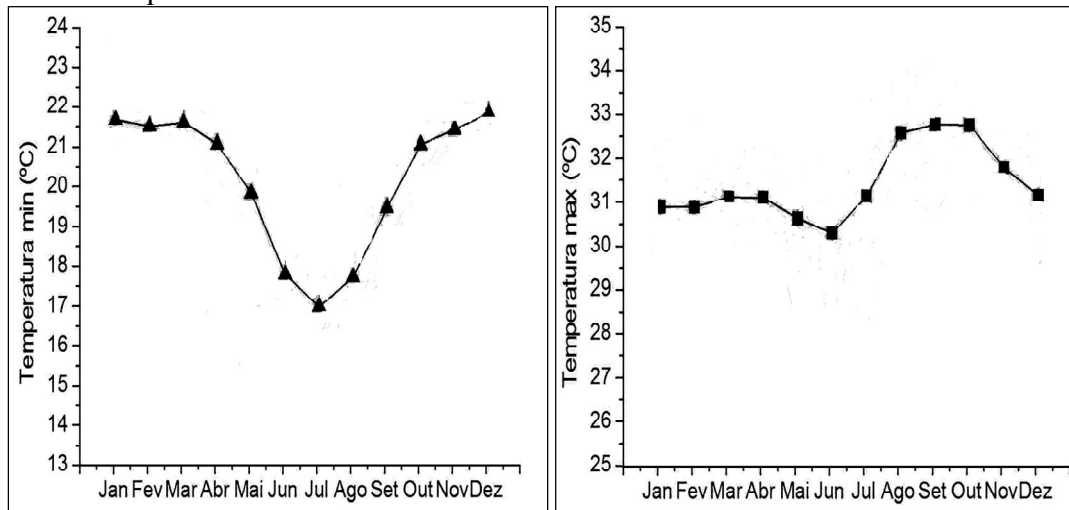


NOTA: Pontos circulados representam o valor mínimo e máximo registrado.

Com relação às temperaturas, Duarte (2006) enfatizou que as médias máximas mensais atingem 33°C nos meses de setembro e outubro. As médias mínimas mensais atingem 17° no mês de julho (Fig. 9), quando da chegada da Massa Polar vinda do oceano Atlântico,

provoca o fenômeno da “friagem” na Amazônia, com brusca queda dos índices de temperatura.

Figura 9 - Temperatura mínima e máxima (°C) para o Acre – médias mensais para período de 1971 a 2000.



Fonte: Duarte (2006)

Os dados são semelhantes para a bacia do igarapé Judia e a insere como representativa do conjunto das condições físicas e ambientais da região do sudeste do Acre sendo, por isso, fundamental e necessário o seu estudo.

Em termos hidrográficos, o canal principal da bacia possui características do tipo *retilíneo* com pequenos trechos *meandantes*, atingindo um índice de sinuosidade de 1,46, conforme Santos (2005). Percorre um trajeto retilíneo, sem se desviar significativamente de sua trajetória normal em direção à foz. No entanto, observa-se uma tendência ao caráter meândrico com a formação de depressões (*pools*) e umbrais (*riffles*) ao longo do leito fluvial (SUMMERFIELD, 1991; SANTOS, 2005).

Ao longo do canal, percebe-se uma queda gradativa da declividade do perfil longitudinal, diminuindo com isso a velocidade da corrente de água da montante para a jusante, influenciando diretamente na *capacidade* e *competência* quanto ao transporte de sedimentos.

A bacia do Igarapé Judia faz parte da bacia do rio Acre, possuindo um padrão de drenagem do tipo *dendrítico*, característico da região amazônica, desenvolvendo-se sobre rochas de resistência uniforme. Padrões dendríticos são, provavelmente, os mais comuns para redes de drenagem, simulando a distribuição ao acaso de partículas d'água em movimento e

indicam a falta de controle estrutural ou a presença de rochas uniformemente susceptíveis à erosão (BLOOM, 1970; GUERRA e CUNHA, 2001; SANTOS, 2005).

A bacia do Igarapé Judia está situada em uma área de relevo de topo convexo separado por vales em forma de “U” com fundos planos e fraca dissecação, prevalecendo as características aplainadas com depósitos de sedimentos pliopleistocênicos da Formação Solimões, de idade Cenozóica recoberta por uma seqüência de ambiente tipicamente continental fluvial (BRASIL, 1976a *apud* SANTOS, 2005).

Segundo Latrubesse (1996), quase a totalidade da Amazônia Ocidental está coberta por sedimentos cenozóicos, principalmente silto-argilosos e arenosos em menor proporção. As características desses sedimentos levaram Rego (1930) a denominar a área, originalmente, de Formação Solimões porque os sedimentos afloram ao longo dos rios, assim como nos cortes de estradas expostos, compostos por duas associações de fácies, uma de alta e outra de baixa energia.

Muitos autores brasileiros estipulam uma cronologia para a Formação Solimões como sendo do Plioceno-Pleistoceno, inclusive estudos do RADAMBRASIL, com deposições ocorridas há 1,8 milhões de anos. Trabalhos mais recentes elaborados por Frayley *et al.* (1988) e Kronberg *et al.* (1991) indicam que os sedimentos foram depositados no Pleistoceno Tardio ou Pleistoceno Holoceno-Tardio, portanto, mais recentes. As pesquisas sobre o início do processo deposicional na região necessitam ser impulsionadas, no sentido de levantar questões fundamentais para a compreensão da dinâmica evolutiva destas áreas.

Considerando isso, bem como as características dos sedimentos encontrados na área de estudo, pode-se afirmar que a área está localizada em terrenos originados no final do período Terciário e início do Quaternário, onde predominam sedimentos argilosos, areno-argilosos e siltosos. Há a formação de rochas clásticas compostas de areia fina, além de sedimentos de silte e argila, que são facilmente desagregadas com a ação das águas pluviais de grande intensidade, principalmente no período do “inverno amazônico” (SILVA, 1995).

Ocorrem na área, manchas de solos das classes Argissolos, Latossolos, Cambissolos, Plintossolos e Neossolos Flúvicos, com predomínio dos primeiros. Por suas características químicas, de maneira geral, são tidos pobres em nutrientes, carecendo de correção e manejo adequados para a prática da agricultura.

As condições específicas dos solos predeterminam certos aspectos da vegetação que se apresentam na bacia do igarapé Judia. A cobertura vegetal se encontra

bastante transformada, formando um mosaico de floresta aberta em pequenas faixas de mata ciliar que ainda estão dispostas nas fazendas e chácaras que margeiam os cursos fluviais.

Conforme constatação *in loco* por ocasião do trabalho desenvolvido por Santos (2005), a vegetação da área mostra ser constituída, em sua maioria, por vegetação rasteira (pastagem), parte apresentando-se em estágio de sucessão secundária, e pequenos fragmentos de mata primária constituída de floresta aberta com palmeiras e bambus. Tais características são facilmente explicáveis, levando-se em consideração uma condição importante: transformação da floresta em pasto para criação de gado. Isto reflete os aspectos da economia do município de Senador Guimard, baseada basicamente na atividade agropastoril, sendo considerada como a maior bacia leiteira do Estado do Acre.

A região fitoecológica é denominada Floresta Ombrófila Aberta (FOA), cujas formações vegetais são: Floresta aberta de relevo ondulado de depósitos coluviais (palmeiras e cipós) e Floresta aberta de interflúvios coluviais (palmeiras e bambus) (ACRE, 2000). Atualmente, grande parte da bacia é constituída de vegetação rasteira, classificadas como áreas de pastagem (SANTOS, 2005).

4. MÉTODOS E MATERIAIS

A abordagem sistêmica tem sido cada vez mais utilizada como moldura teórica para sustentar a aplicação de metodologias que permitem a análise de problemas e questões relacionadas à interação entre, e com, os elementos que compõem o meio ambiente, tratando o mundo natural em termos de relações e integrações. Esta abordagem foi, sob o ponto de vista de seu caráter intrínscico, aplicada ao estudo ora apresentado.

Para atingir os objetivos aqui propostos, dividiu-se o estudo em etapas, assim constituídas:

❖ ATIVIDADES PRÉ-CAMPO

- Leituras sobre a bibliografia temática, englobando estudos sobre dinâmica e variáveis hidroecogeomorfológicas e biogeoquímicas com aplicação a vertentes e rios. Incluem-se, ainda, leituras sobre o uso e ocupação da terra no espaço amazônico.
- Coleta e seleção de material cartográfico disponível nos órgãos de pesquisa e governamentais, para fins de nortear as áreas a serem visitadas na etapa de campo.
- Reconstituição da base cartográfica da rede de drenagem.
- Correção do mapeamento da bacia, em uma escala compatível para a visualização dos tipos de uso e cobertura da terra, visando posterior validação de dados em campo.
- Quantificação dos tipos de uso e cobertura da terra através de software específico, gerando mapas temáticos no âmbito da bacia de drenagem.
- Definição da amostragem a ser considerada para o levantamento de dados, tais como: número e periodicidade de coletas de água, localização e total de perfis de solo e quantidade e localização das vertentes a serem monitoradas quanto à perda erosiva por escoamento superficial. Definiu-se, ainda, as variáveis a serem abordadas na pesquisa.

❖ ATIVIDADES DE CAMPO

- Seleção das áreas para observação e coleta de dados.
- Instalação das parcelas experimentais.
- Medidas de declividade.
- Medidas de cobertura vegetal.
- Medidas de compactação e penetração no solo.
- Medidas de precipitação.
- Medidas de infiltração.
- Abertura de perfis de solo para descrição e coleta de amostras.
- Coleta de amostras de água nos cursos fluviais.

❖ ATIVIDADES PÓS-CAMPO (Laboratoriais e de Gabinete)

- Análises de solo (química, física).
- Análise dos dados de perda de água e sedimentos nas parcelas.
- Análise da qualidade da água (física, química, bacteriológica).
- Análise de susceptibilidade e potencialidade à erosão laminar.
- Mapeamento e análise do uso e ocupação da terra.
- Tratamento e análise estatística dos dados.
- Interpretação e redação dos resultados.
- Finalização da pesquisa.

4.1. ATIVIDADES PRÉ-CAMPO

Após levantamento bibliográfico, incluindo de foto-aéreas, mapas e imagens digitais, ficou claro a necessidade de reconstituição da cartografia da bacia como base confiável para análises preliminares da morfologia da área e das relações dessa morfologia, com elementos da morfometria e, posteriormente, como pré-requisito para a amostragem e, mais tarde, para o lançamento de dados consolidados. Essa reconstituição se deu como a seguir.

4.1.1. Reconstituição da base cartográfica da rede de drenagem

Para confecção dos mapas exigidos nesta etapa da pesquisa e, mais tarde, para a conclusão e sumarização dos dados para indicar se os objetivos propostos foram atingidos, a utilização de geotecnologias associadas ao Sistema de Informações Geográficas (SIG) tornou-se indispensável. Elas facilitam a análise e compreensão de estruturas complexas como o são bacias hidrográficas, para as quais constituem, conjuntamente com imagens de satélites, ferramentas eficazes.

Neste trabalho, utilizou-se imagens de Radar no formato SRTM (*Shuttle Radar Topographic Mission*) do Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística (2009), na escala de 1:250.000, imagens FORMOSAT fornecidas pelo Instituto Meio Ambiente do Acre (2009), além de aerofotos verticais, cedidas pela empresa VECTRA LTDA e pela Prefeitura Municipal de Rio Branco, com base no último aerolevanteamento efetuado em 2006, na escala de 1:10.000.

Na base de informações do IBGE foram encontrados materiais cartográficos, como a rede hidrográfica do estado do Acre, incluindo os cursos d'água da Bacia Hidrográfica do Igarapé Judia (BHIIJ), porém, na escala de 1:250.000, de um mapeamento da década de 1970 no âmbito do projeto RADAMBRASIL (BRASIL, 1976a). Essa base cartográfica possibilitou a visualização somente dos canais de maior ordem da bacia, encontrando-se desatualizada, o que obrigou a reconstrução e modelagem da rede de drenagem em escala cartográfica de detalhe, ou seja, a plotagem de novos canais existentes, com o posterior reconhecimento dos mesmos em campo.

O uso do software ArcGis 9.3, e alguns aplicativos como *ArcToolbox* e *ArcMap*, foi fundamental em todas as etapas do projeto. O ArcMap é considerado o módulo central e fundamental no ArcGis, e foi nesse ambiente computacional que se confeccionou/manipulou os mapas, dentre outras atividades importantes em todo o processo de correção da rede de drenagem. Nesta etapa, fez-se o processamento das imagens SRTM, objetivando a construção/correção da rede de drenagem digital, seguindo algumas etapas:

1. Aquisição das imagens SRTM, com formato *Geotiff* (16 bits), resolução espacial de 90 metros e unidade de altitude em metros;
2. Processamento das imagens no *ArcGis* através do aplicativo *ArcToolbox*.

Após o processamento das imagens, foi gerada a rede de drenagem digital, que somada à base hidrográfica, possibilitou a delimitação da bacia hidrográfica do Igarapé Judia respeitando os divisores de água e os cursos d'água. A partir da rede de drenagem digital

gerada e a bacia delimitada, foram realizadas visitas a campo para a coleta de dados, o que possibilitou posterior confrontação e confirmação dos dados gerados em gabinete.

Foi utilizado GPS Garmim ETREX, para marcação de pontos e posterior plotagem sobre as imagens. As visitas foram realizadas nos dias 12, 19 e 20 de fevereiro de 2010, no período de “inverno amazônico” (outubro a março), fato que facilitou a visualização dos cursos d’água de caráter intermitente nessa época do ano.

Após o trabalho de campo, realizou-se a plotagem dos pontos do GPS no ArcMap para modelagem real do curso d’água principal, adequando o curso digital aos pontos de GPS. A modelagem prosseguiu através de imagens FORMOSAT e foi finalizada através de fotografias aéreas do município de Rio Branco que permitiram melhor visualização de toda área e maior precisão no processo.

4.1.2. Análise Morfométrica da Rede de Drenagem

Após o detalhamento da rede de drenagem, foi possível realizar a análise morfométrica da bacia, procedendo-se à hierarquização da mesma com o uso do Software ArcGis 9.3, segundo a metodologia desenvolvida por Strahler (1952). As análises linear e areal foram realizadas utilizando as propostas de Horton (1945), Strahler (1952), Schumm (1956) Christofolletti (1980) e Summerfield (1991).

Para a morfometria foram consideradas as variáveis: Área, perímetro, comprimento do canal principal, índice de forma, densidade hidrográfica, densidade de drenagem, amplitude altimétrica, relação de bifurcação, relação de relevo, índice de rugosidade e hierarquização da bacia, definidos como a seguir:

1. Índice de Forma (K) - A forma da bacia foi estabelecida através do método desenvolvido por Lee e Salle (1970). O primeiro passo se deu com a delimitação da bacia através de uma figura geométrica (triângulo, retângulo ou círculo) cobrindo a bacia da melhor forma possível (Fig. 10). Em seguida, foi relacionada a área englobada pela figura geométrica simultaneamente com a área total pertencente à bacia, obtendo-se o índice de acordo com a fórmula:

$$If = 1 - \frac{(área K \cap L)}{(área K \cup L)} \quad (1)$$

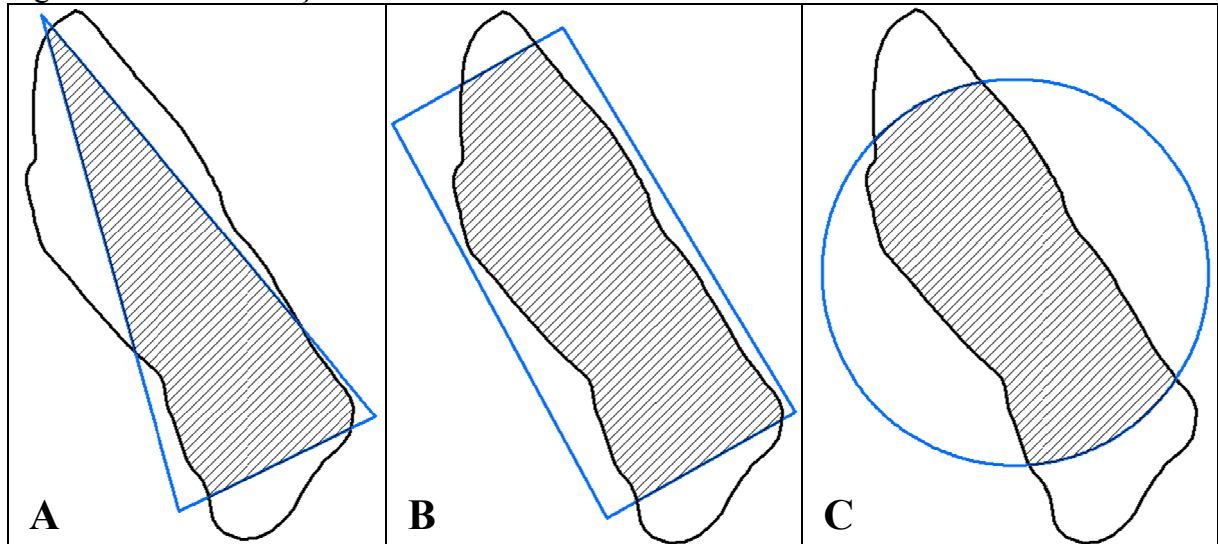
em que:

If: índice de forma

K: área da bacia = 12.300 ha

L: área da figura geométrica: A= 8.659,65 ha; B= 14.366,90 ha; C= 18.033,12 ha.

Figura 10 – Determinação do índice de forma da bacia



Fonte: Segundo metodologia de Lee e Salle (1970)

2. Densidade Hidrográfica (Dh) - A densidade hidrográfica (Dh) segundo Horton (1945) é a relação que se expressa entre o número de rios e a área da bacia hidrográfica. Segundo Christofolletti (1980) a densidade hidrográfica serve para indicar a capacidade de gerar novos cursos de água na bacia hidrográfica, um de seus aspectos fundamentais. A densidade é dada pela seguinte equação:

$$\mathbf{Dh} = \frac{\mathbf{N}}{\mathbf{A}} \quad (2)$$

em que:

Dh: Densidade hidrográfica;

N: número total de rios;

A: área da bacia considerada (km²)

3. Densidade de Drenagem (Dd) - A densidade de drenagem foi inicialmente definida por Horton (1945), como a correlação do comprimento total dos canais de escoamento com a área da bacia hidrográfica. De acordo com Christofolletti (1980), o cálculo da densidade de drenagem é importante apresentando relação inversa com o comprimento dos rios, ou seja, quanto maior o valor da densidade menor o tamanho dos cursos d'água da bacia de drenagem, e pode ser calculada pela seguinte fórmula:

$$\mathbf{Dd = \frac{Lt}{A}} \quad (3)$$

em que:

- Dd: densidade de drenagem;
- Lt: comprimento total dos canais;
- A: área da bacia considerada (km²)

4. Relação de Bifurcação – A relação de bifurcação (Rb) foi descrita por Horton (1945), como sendo a relação entre o número total dos segmentos de uma certa ordem e o número total dos de ordem imediatamente superior. Os valores obtidos indicam o grau de dissecação da bacia, quanto maior for o valor do índice maior será o grau de dissecação e valores abaixo de 2 indica relevo colinoso (CHRISTOFOLETTI, 1980), conforme a fórmula:

$$\mathbf{Rb = \frac{Nu}{Nu + 1}} \quad (4)$$

em que:

- Rb: relação de bifurcação
- Nu: número de segmentos de determinada ordem;
- Nu+1: número de segmentos da ordem imediatamente superior

5. Ordenamento dos Canais – Para a ordenação dos canais, seguiu-se as orientações e a metodologia de Strahler (1952), que da mesma forma que Horton, apresenta os ramos ligados às nascentes numeradas com o número “1”, porém, a ordem dos ramos só será alterada quando dois ramos de ordens iguais se encontrarem em uma bifurcação.

Sendo assim, Strahler (1952) tende a ordenar os canais de modo que os valores obtidos indicam o grau de desenvolvimento da bacia, atribuindo-se, ao final, a ordem hierárquica da mesma. (CHRISTOFOLETTI, 1980).

6. Amplitude altimétrica (Hm) - Foi primeiramente proposta por Schumm (1956), sendo caracterizada pela diferença altimétrica entre a altitude do ponto mais alto encontrado em qualquer ponto da divisória topográfica e a altitude da desembocadura. É utilizada em estudos geomorfológicos por diversos autores (CHRISTOFOLETTI, 1980), e é calculada pela seguinte fórmula:

$$\mathbf{Hm = Hmax - Hmín} \quad (5)$$

em que:

- Hm: Amplitude altimétrica
- Hmax: Altitude máxima
- Hmín: Altitude mínima

7. Relação de relevo (Rr) - Foi primeiramente proposta por Schumm (1956), que a considera como o relacionamento existente entre a amplitude altimétrica e a maior extensão da bacia hidrográfica. Para Christofolletti (1980), a maior extensão da bacia pode ser medida a partir de uma linha passada paralelamente à linha principal de drenagem, sendo calculada pela expressão:

$$\boxed{Rr = \frac{Hm}{Lh}} \quad (6)$$

em que:

Rr: Relação de relevo
Hm: amplitude altimétrica
Lh: comprimento da bacia

8. Índice de Rugosidade (Ir) - Proposto primeiramente por Melton (1957), o índice de rugosidade (Ir) se expressa como número resultante do produto entre a amplitude altimétrica e a densidade de drenagem, expressa pela fórmula seguinte:

$$\boxed{Ir = Hm \times Dd} \quad (7)$$

em que:

Ir: Índice de Rugosidade
Hm: Amplitude Altimétrica
Dd: Densidade de Drenagem

A reconstrução da base hidrográfica e a posterior análise morfométrica da bacia de drenagem, revelam-se como atividades iniciais preponderantes com vistas à identificação das características principais da rede de drenagem, considerando-se a desatualização da base cartográfica existente. A escala até então utilizada (1:250.000) não permite visualizar muitos rios de primeira ordem que poderiam ter surgido desde a sua utilização (década de 1970), tendo sido necessária a sua reelaboração procedida de investigações em campo.

Esses dados embasaram a escolha das áreas que foram monitoradas para fins de quantificação de perda de água e sedimentos por erosão, bem como auxiliaram nas análises de processos e mecanismos físicos e químicos no âmbito da bacia de drenagem.

4.1.3. Definição da amostragem

Para a realização da pesquisa foi fundamental a definição do desenho amostral (*field design*) como suporte para a obtenção de dados e informações que pudessem responder à hipótese e proporcionar resultados que atingissem os objetivos propostos.

4.1.3.1. Definição das Variáveis

Antes dos procedimentos de campo, inclusive para a definição do desenho amostral, foram identificadas as variáveis a serem consideradas. Elas foram definidas em termos de Variável Independente e Variável Dependente.

Para Lakatos & Marconi (1991), variável independente é aquela que influencia, determina ou afeta outra variável; é fator determinante, condição ou causa para determinado resultado, efeito ou consequência; é o fator geralmente utilizado pelo investigador, na sua tentativa de assegurar a relação do fator com um fenômeno observado ou a ser descoberto, para ver que influência exerce sobre um possível resultado.

Já a variável dependente consiste naqueles fenômenos ou fatores cujos valores a serem explicados ou descobertos, em virtude de serem influenciados, determinados ou afetados pela variável independente; é o fator que aparece, desaparece ou varia à medida que o investigador introduz, tira ou modifica a variável independente; a propriedade ou fator que é efeito, resultado, consequência ou resposta a algo que foi manipulado (variável independente).

Lakatos e Marconi (1991) ainda afirmam que em uma pesquisa, a variável independente é o antecedente e a variável dependente é o consequente. Os cientistas fazem previsões a partir de variáveis independentes para variáveis dependentes; ou, quando querem explicar um fato ou fenômeno encontrado (variável dependente), procuram a causa (variável independente).

Nesta pesquisa, parte-se do princípio de que há a ocorrência de um fenômeno, ou seja, de que o uso e ocupação da terra (Variável Independente) trouxe mudanças rápidas à dinâmica natural da bacia (Variáveis Dependentes) que estão modificando a bacia do Igarapé Judia.

a) Independente

- Os tipos de uso e ocupação da terra;
- Índice Pluviométrico; e
- Escoamento Superficial

b) Dependentes

- Cobertura do terreno;
- Erosão superficial;
- Carga química dissolvida;
- Concentração de Sedimentos em Suspensão; e
- Características biogeoquímicas de solo e água.

4.1.3.2. Definição dos pontos de coleta de amostras de água e solo

As coletas de amostras de água foram definidas como sendo sempre à montante e à jusante no canal principal, a cada encontro com os 3 (três) maiores afluentes, incluindo a foz destes e, no exutório da bacia, somando-se 10 (dez) pontos monitorados por 2 (dois) anos, totalizando-se 40 (quarenta) amostras.

Considerou-se os igarapés Monte Santo (Setor A), Santa Maria (Setor B) e Almoço (Setor C) como sendo os três maiores afluentes da bacia, cada um fazendo parte de um setor, o que colaborou para a efetivação da coleta.

As coletas foram realizadas nos regimes fluviais de cheia e seca regional, com análises posterior em laboratório das seguintes variáveis:

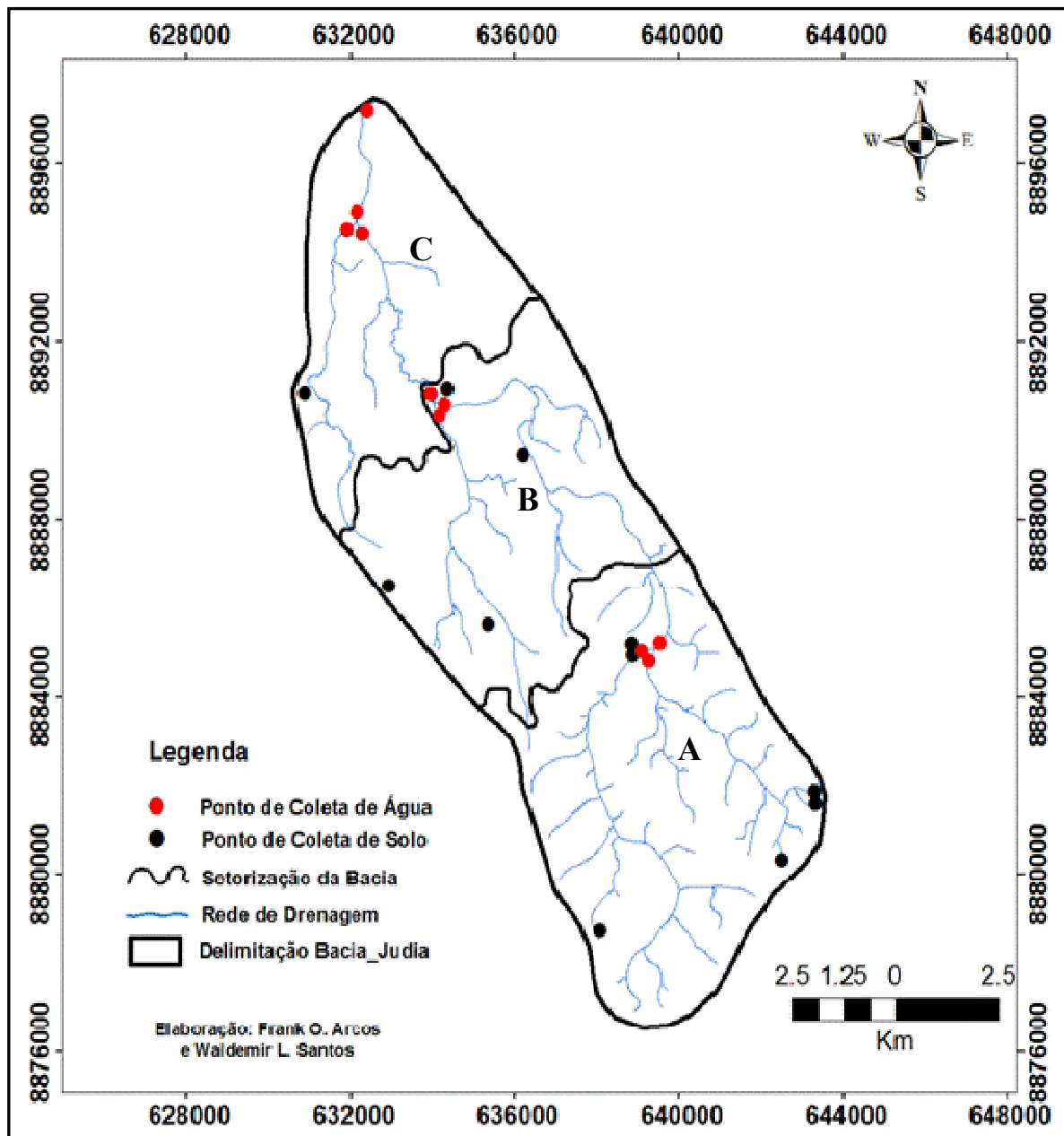
- a) Qualidade:** Temperatura, Vazão, pH, OD (Oxigênio Dissolvido), DBO (Demanda Bioquímica de Oxigênio), DQO (Demanda Química de Oxigênio), Condutividade elétrica, Turbidez, NT (Nitrogênio Total), PT (Fósforo Total), Fosfatos, Amônia, Alcalinidade, Sólidos Totais e CT (Coliformes Termotolerantes).
- b) Carga Dissolvida e em Suspensão:** Fe (Ferro), Mn (Manganês), Zn (Zinco), Cu (Cobre), Cr (Cromo), Al (Alumínio), Sílica, Cloretos, Dureza e Concentração de Sedimentos em Suspensão (Css).

Para as coletas de amostras de solo foram selecionados **11** (onze) pontos, sendo 9 (nove) em cobertura de pastagem e 2 (dois) de floresta. Os pontos em cobertura vegetal de

floresta localizam-se nas áreas da instalação das parcelas experimentais para monitoramento de perdas de água e sedimentos (Fig. 11).

Os pontos de coleta de solo foram distribuídos ao longo da bacia, de modo que abrangeu todos os setores da mesma (Fig. 11). Foi estabelecido que as análises de solo seriam as seguintes: textura, porosidade total, pH, matéria orgânica, Ca, Mg, K, Na, Al e Al saturado e Difratomia de Raio-X da fração argila.

Figura 11 – Espacialização dos pontos de coleta de água e solo.



4.1.3.3. Monitoramento da erosão com Parcelas Experimentais

Para essa análise selecionou-se 2 (duas) propriedades. Em cada propriedade, instalou-se 2 (duas) parcelas, 1 (uma) sob a cobertura de “floresta” e 1 (uma) sob a cobertura de “pastagem”, simultaneamente em cada vertente com cobertura vegetal própria, perfazendo-se o total de 4 (quatro) parcelas.

Dada a pouca heterogeneidade em termos de declividade e de formas de uso da terra na área de estudo, considerou-se ser suficiente tal amostragem para análise total da bacia. Na área das parcelas foi definido que seriam ainda aferidas a Resistência a Penetração (Compactação do solo), capacidade de infiltração e o grau de cobertura vegetal, além da abertura de perfil de solo para descrição e análise, visando fundamentar os resultados.

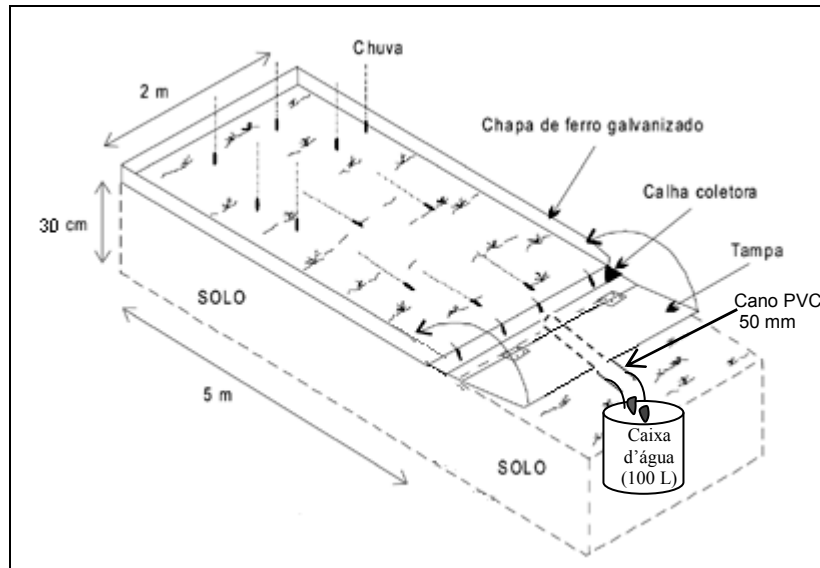
4.2. ATIVIDADES DE CAMPO

4.2.1. Instalação das Parcelas Experimentais

O método utilizado para estimar diretamente a perda de solo foi o de parcelas experimentais ao longo da encosta, através do monitoramento de chuvas naturais, permitindo relacionar a perda de solos com o volume total de água escoada em função das precipitações incidentes na área, cujos resultados finais foram representados em kg/L ou g/L diários e/ou mensais (DE PLOEY e GABRIELS, 1980).

Neste trabalho, utilizou-se parcela com a dimensão de 5x2 m (10m²), aumentando a largura em detrimento do comprimento, visando diminuir distorções, aumentando a precisão (Fig. 12).

Figura 12 – Representação esquemática da parcela experimental

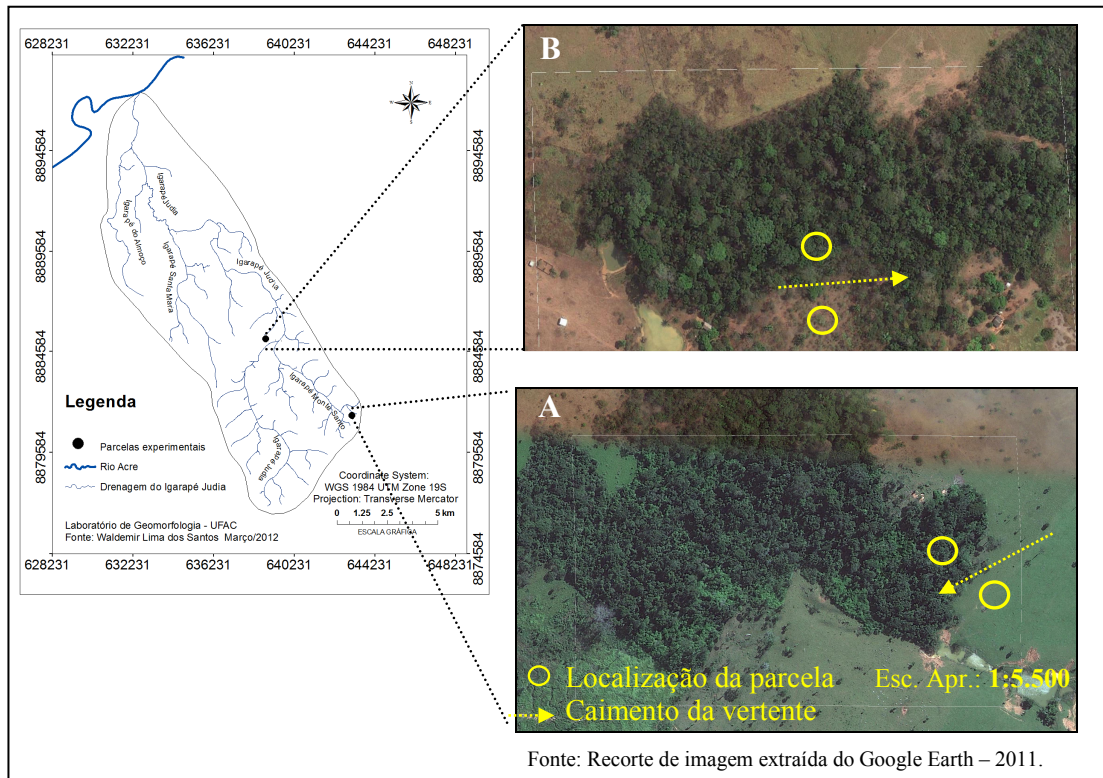


Fonte: Adaptado de Santos *et al.* (2012).

Para a instalação das parcelas foram selecionadas duas vertentes, localizadas no alto (vertente 1) e médio curso (vertente 2) da bacia. Ambas as vertentes possuem cobertura vegetal de pastagem e floresta simultaneamente. Instalou-se, portanto, duas parcelas experimentais do tamanho de 5x2 m (10 m²) cada, sendo 1 (uma) em cobertura de pastagem e 1 (uma) em cobertura de floresta em cada vertente, totalizando 4 (quatro) parcelas. Em cada vertente, as parcelas foram instaladas na porção média com declividades e coberturas vegetais semelhantes (Fig. 13).

Vale salientar que, propositalmente, as declividades entre as 2 (duas) vertentes selecionadas são diferentes (Vertente 1 = 3,16°; Vertente 2 = 6,76°). Tal procedimento possibilitou verificar se a variável “cobertura do solo” exerce maior influência do que a “declividade” neste tipo de experimentação em ambiente amazônico.

Figura 13 - Espacialização das parcelas experimentais - Vertentes 1 (A) e 2 (B).



A porção média da vertente é o segmento no qual ocorre a maior saída de materiais, como identificado pelos trabalhos anteriormente desenvolvidos (MARCHIORO e AUGUSTIN, 2007; SANTOS *et al.*, 2012) em razão da maior atuação da gravidade e da consequente ocorrência de transporte de sedimentos.

4.2.1.1. Medidas de declividade

Para proceder as medidas de declividade das vertentes selecionadas, utilizou-se da seguinte metodologia:

Vertente 1: Primeiramente, definiu-se o levantamento da área pelo método do Nivelamento Geométrico. Realizou-se a exploração da região, observando a topografia, bem como os acidentes, o relevo, e em seguida definiu-se o alinhamento da diretriz, como sendo o alinhamento que dá a direção do levantamento.

Foram fixadas 12 (doze) estacas de 20 m em 20 m, exceto estacas de 8 - 9 e 9 - 10, onde o estaqueamento foi feito de 10 m em 10 m devido as grandes depressões do terreno. Após o estaqueamento, iniciou-se o levantamento pelo método do nivelamento geométrico,

com a utilização do equipamento chamado **Nível** e uma régua graduada milimetricamente, chamada de **Mira** ou **Estadia** (Fig. 14), totalizando 11 (onze) cotas.

Figura 14 – Vista dos equipamentos utilizados para medida de declividade



Na foto “A” observa-se a régua graduada (Mira ou Estadia). Na foto “B”, observa-se o Nível, aparelho utilizado para nivelamento Geométrico.

Foto: Autor - Outubro/2010.

Realizou-se as leituras na mira, nos pontos das estacas, e por fim, depois de feito o levantamento, procedeu-se ao cálculo utilizando a seguinte fórmula:

$$Cota_n = Cota_{estaca} + Ré - Vante_n \quad (9)$$

Atribuiu-se a Cota 100.000 mm para a primeira estaca, e com os dados do levantamento obteve-se as demais cotas, aplicando a fórmula (1), gerando as diferenças altimétricas em mm. Para encontrar a inclinação (em graus) entre os trechos das estacas, aplicou-se a seguinte fórmula:

$$i_n = \arctg \left(\frac{cota_n - cota_{n-1}}{Dist. Estacas} \right) \quad (10)$$

Nessa vertente, o experimento foi instalado conforme a fórmula (3), a uma declividade de 3,16° cujos resultados serão discutidos posteriormente.

$$i_s = \arctg \left(\frac{97,411 - 96,308}{20} \right) = 3,16^\circ \quad (11)$$

A vertente apresentou 220m partindo do topo, e seguindo o *true slope* até a parte mais baixa, onde se situa um canal de drenagem.

Vertente 2: Foi utilizado o mesmo procedimento no segundo levantamento. O estaqueamento foi, contudo, de 20 em 20 m, levando-se em conta a extensão da vertente (100 m), o que totalizou apenas 5 (cinco) estacas.

Após o estaqueamento, iniciou-se o levantamento pelo método do nivelamento geométrico, já descrito anteriormente. Foram realizadas as leituras na mira nos pontos das estacas e por fim, depois de feito o levantamento, procedeu-se ao cálculo utilizando a fórmula (1). O local exato da instalação da parcela obedeceu a inclinação, conforme a fórmula abaixo:

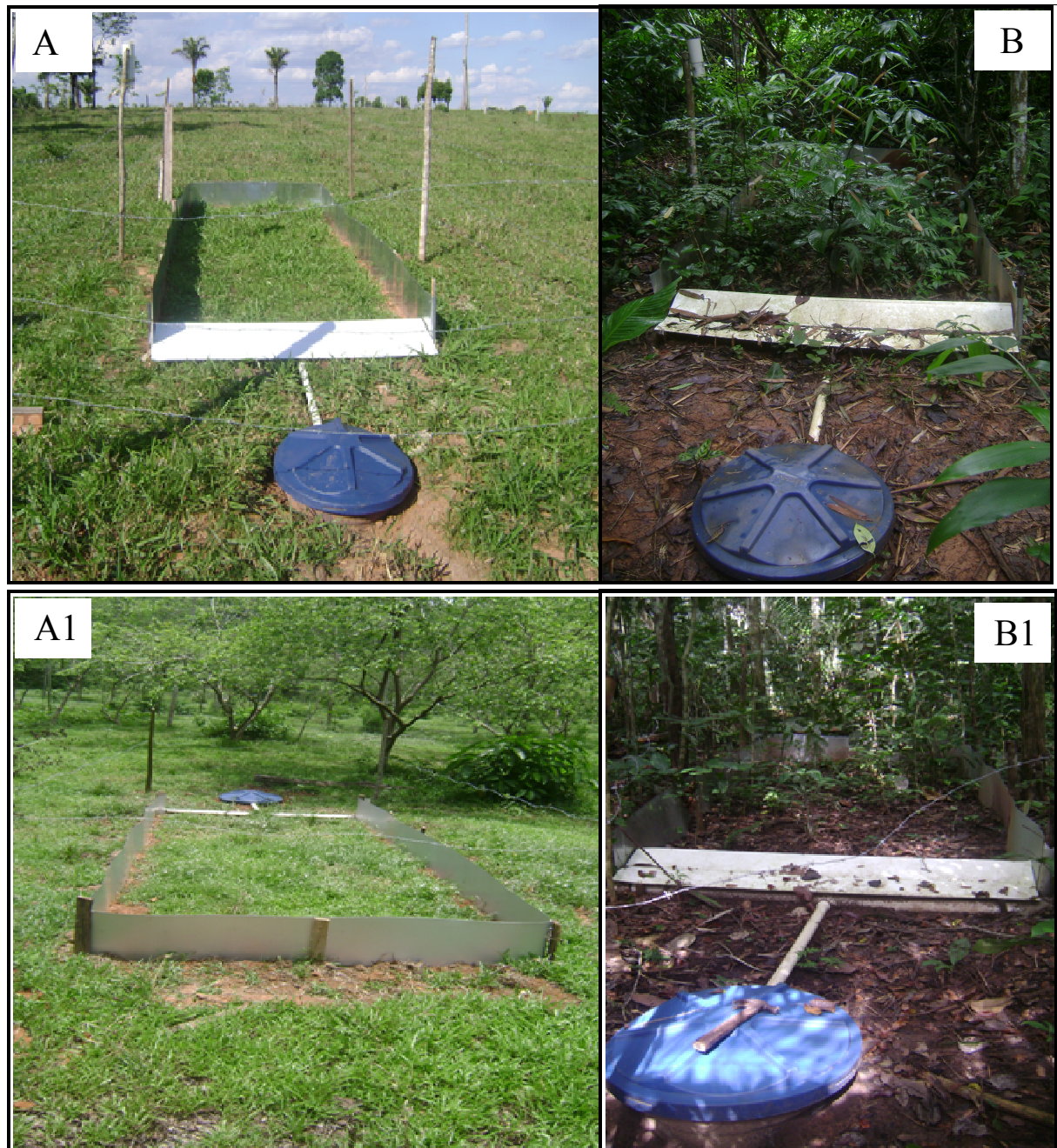
$$i_n = \text{arc tg} \left(\frac{\text{cota}_n - \text{cota}_{n-1}}{\text{Dist. Estacas}} \right) \quad (12)$$

$$i_3 = \text{arc tg} \left(\frac{95,183 - 93,030}{20} \right) = 6,14^\circ \quad (13)$$

Após a definição dos locais de instalação das parcelas e a mensuração de suas declividades, as parcelas foram instaladas no tamanho de 5x2 m (10m²), utilizando-se chapas de zinco de 40 cm de largura, sendo que apenas 30 cm ficaram acima da superfície, para evitar a saída de sedimentos por efeito *splash*.

Na parte inferior da parcela, instalou-se uma calha construída com tubo PVC de 100 mm ligado a uma saída de 50 mm direcionada para um reservatório com capacidade para 100 L, visando o recolhimento de água e sedimentos transportados ao longo da parcela. Foi necessário cimentar a parte inferior da calha para evitar o escoamento por debaixo da mesma. Após, a área foi isolada com cerca de arame farpado, evitando-se contato com o gado ou algo que pudesse interferir no experimento (Fig. 15).

Figura 15 – Vista das parcelas instaladas nas vertentes 1 e 2



Nas fotos “A” e “A1” observa-se as parcelas sob cobertura de pastagem nas vertentes 1 e 2, respectivamente. Nas “B” e “B1”, observa-se as parcelas experimentais sob floresta, nas vertentes 1 e 2, respectivamente.

Fotos: Autor – 2010.

4.2.1.2. Medidas de precipitação e coleta da água nas parcelas

Visando demonstrar o total de precipitação diária para correlacioná-la, posteriormente, com os dados de perda de solo por erosão e escoamento superficial, instalou-

se 1 (um) pluviômetro modelo *Ville de Paris*, em cada parcela experimental, fixado a uma estaca de 1,5 m (um metro e meio) de altura da superfície do solo (Fig. 16).

Figura 16 – Pluviômetro *Ville de Paris* instalado na área de estudo



Foto: Autor – novembro/2010.

A coleta de material foi iniciada no mês de outubro/2010 e finalizada no mês de março/2011, perfazendo 6 (seis) meses de monitoramento durante todo o período chuvoso.

A operacionalização das coletas consistia em ir a campo para realizar, logo após cada evento chuvoso, as medidas da altura da água e a largura da lâmina d'água dentro do reservatório para saber o quanto foi escoado em cada chuva. Para isso, utilizou-se a seguinte fórmula:

$$V = \left(\frac{\frac{\pi(0,5)^2}{4} + \frac{\pi D^2}{4}}{2} \right) \cdot h \cdot 1000 \quad (14)$$

$$V = \frac{\pi}{8} ((0,5)^2 + D^2) \cdot h \cdot 1000 \quad (15)$$

$$V = (98,175 \cdot h) + (392,699 \cdot D^2 \cdot h) \quad (16)$$

ou

$$V = (98,175 + 392,699 \cdot D^2) \cdot h, \text{ onde:} \quad (17)$$

V = Volume (em litros)

D = Diâmetro da lamina d'água no reservatório (em metros)

H = Altura até a lâmina d'água (em metros)

Após a anotação em ficha específica (Apêndice A), todo material era homogeneizado dentro do reservatório, através da mistura de água com sedimento e colhida uma amostra de 2L em garrafas *pet* para fins de filtragem, descartando-se o restante.

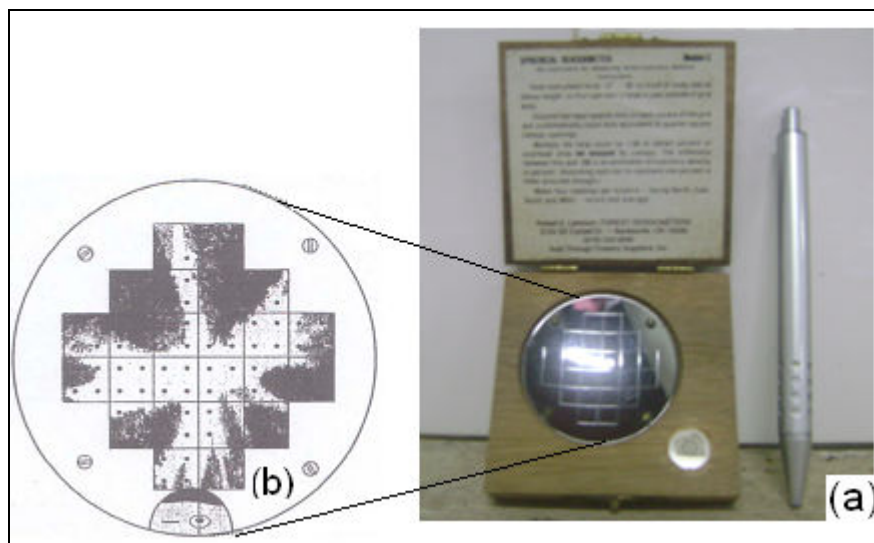
4.2.1.3. Medidas da cobertura vegetal e coleta de solo na área da parcela

A cobertura vegetal é fator imprescindível para o desencadeamento dos processos erosivos. Nas parcelas experimentais com cobertura de “pastagem”, a mesma foi mensurada logo depois de definidas e delimitadas, com a utilização do método *Transect Line*, utilizado em trabalhos anteriores (AUGUSTIN, 1979; MATTEUCCI e COLMA, 1982 *apud* BARBOSA, 2004; BARBOSA e AUGUSTIN, 2000; MARCHIORO, 2002).

Nas parcelas com cobertura de “floresta”, calculou-se a cobertura vegetal com o uso de um Densiômetro esférico côncavo. A utilização desse instrumento foi inicialmente proposta por Lemmon (1956). A metodologia consistiu em anotar a média de 4 leituras distantes 90° entre si (leste, oeste norte e sul) a 1 m do solo, sobre cada parcela de monitoramento.

O densiômetro é composto por um espelho côncavo, com o seu centro dividido em 24 quadrantes (Fig. 17). Conforme Lemmon (1956), cada quadrante foi dividido mentalmente em quatro, e foram sistematicamente contados quantos quartos do quadrante refletiam o dossel; o total dos quadrantes foi somado e multiplicado por 1,04, derivando a estimativa de cobertura diretamente em porcentagem. Assim, foi obtida a cobertura de dossel, no local, pela soma da cobertura nos quatro pontos cardeais.

Figura 17 – Densiômetro esférico côncavo



Acima, foto do equipamento (a) e a representação visual da cobertura do dossel no campo (área escurecida pela vegetação) (b).

Foto: Autor – 2010.

Cabe ressaltar, que nas áreas de pastagens considerou-se a medida da cobertura imediata do solo (cobertura de superfície), enquanto nas áreas de floresta considerou-se para a medida a cobertura do dossel.

Imediatamente ao lado das áreas das parcelas foram abertos perfis de solos para descrição e análise físico-química, visando identificar não somente a fertilidade, mas fundamentalmente caracterizar a textura e a estrutura dos solos e o seu grau de susceptibilidade à erosão laminar.

4.2.1.4. Medidas de compactação e de penetração do solo.

Para a verificação do grau de compactação ou resistência à penetração foi utilizado um Penetrômetro Dinâmico de Cone (DCP) que consiste na penetração de uma haste no solo após receber um impacto provocado pelo deslocamento vertical de um bloco de ferro de 8 kg colocado na parte superior da haste, por uma distância de 40 cm. A leitura é realizada a partir do momento em que se solta o peso; em seguida, foram anotadas as profundidades em planilha de acordo com o número de impactos, conforme explicado por Cordeiro *et al.* (1998). A leitura foi realizada no campo, com o número de batidas no total de 20 (vinte) em cada área das parcelas experimentais; após, os dados foram transformados em MPa (medidas de Pascal) para a aferição da resistência à penetração.

4.2.1.5. Medidas de infiltração no solo

Para a medida de infiltração foi utilizado um infiltrômetro cilíndrico, idealizado por Hills (1970) *apud* Cunha e Guerra (1996). A confecção do infiltrômetro consistiu no uso de um cano de PVC com 15 cm de altura e 10 cm de diâmetro interno, sendo que no interior deste fixou-se uma régua de 10 cm. O infiltrômetro foi colocado no solo e com o uso de um martelo foi penetrado a 5 cm de profundidade, ficando o zero da régua interna no nível da superfície solo; após este procedimento, ele foi abastecido de água e, com o auxílio de um cronômetro, foi registrada a profundidade da água a cada minuto, durante 30 minutos.

Segundo Thomaz (2008), a taxa de infiltração representa a velocidade que a água penetra no solo. As grandezas de medida envolvem volume de água, a área do anel e o tempo. O resultado pode ser expresso em: cm/s; cm/min; mm/s; mm/m; mm/h. No entanto, transformou-se a medida de cm/min para mL/min, multiplicando-se a altura da água infiltrada (em cm) pelo valor do “ π ” multiplicado pelo raio ao quadrado ($\text{altura (cm)} \cdot \pi \cdot r^2$), conforme orientado por Cunha e Guerra (1996).

4.2.2. Descrição e coleta de amostras dos solos

Para a análise morfopedológica, foi realizado o levantamento de perfis de solo para a descrição dos horizontes e identificação de variáveis físicas e químicas, sendo tal etapa de fundamental importância para o entendimento da dinâmica hidroecogeomorfológica, subsidiando análises de susceptibilidade e potencialidade à erosão laminar na bacia por escoamento superficial hortoniano. Esta constituiu a última etapa da amostragem, uma vez que os procedimentos são invasivos e poderiam comprometer os resultados das outras medidas efetuadas nas parcelas.

Para a coleta de amostras de solo selecionou-se 9 (nove) áreas da bacia, totalizando-se 11 (onze) trincheiras abertas, ao longo das quais foram estabelecidos *transectos* que serviram de referência para a abertura de perfis para a descrição e coleta de amostras de solo (Fig. 11 e Tab. 2). A descrição dos perfis em campo e coleta de amostras, seguiu metodologia de Santos *et al.* (2005).

A coleta ocorreu entre os dias 13 e 15 do mês outubro/2010 e totalizou 37 (trinta e sete) amostras de perfis que variaram de 1 a 1,20 m de profundidade (Apêndice E).

Tabela 2 – Pontos de localização de coleta de solos e simbologia correspondente

Nº	Coordenadas (UTM)	Descrição	Simb.
01	X: 643156 ; Y: 8881690	BR-317 – Faz. Marcinho - pasto – (Alto Curso)	PVAd
02	X: 643129 ; Y: 8881716	BR-317 – Faz. Marcinho – floresta (Alto Curso)	PVAd
03	X: 642507 ; Y: 8880334	BR-317 – Faz. Cleber – (Alto Curso)	CXbe
04	X: 638096 ; Y: 8878744	Rod. AC-40 – Ent. S. Guiomard (Alto Curso)	PAd
05	X: 638891 ; Y: 8884954	Rod. AC-40 – Ramal Cacau- pasto (Médio Curso)	PVAal
06	X: 638878 ; Y: 8885030	Rod. AC-40 R. Cacau – floresta -(Médio Curso)	PVAa
07	X: 635368 ; Y: 8885630	Rod. AC-40 – Ramal N. Horizonte (Médio Curso)	CYvd
08	X: 636214 ; Y: 8889428	Rod. AC-40 – Ramal Castanheira (Médio Curso)	PVAal
09	X: 632939 ; Y: 8886509	Rod. AC-40 – Ramal Palheira (Médio Curso)	FXal
10	X: 630961 ; Y: 8890847	Rod. AC-40 – Vila Amizade (Baixo Curso)	CYbd
11	X: 634340 ; Y: 8891006	BR-364 – Rio Branco – (Baixo Curso)	PVAal

Nas áreas das parcelas experimentais, além das variáveis acima, ainda foram medidos o grau de compactação e a capacidade de infiltração em campo, no intuito de identificar os efeitos do uso da terra por atividades pastoris, comparando-as com as áreas de floresta.

A classificação dos solos da bacia foi realizada utilizando-se o Sistema Brasileiro de Classificação de Solos (EMBRAPA, 2006).

4.2.3. Coleta de amostras da água nos cursos fluviais

As áreas e os respectivos pontos de amostragem para coleta de água foram selecionadas após a reconstrução da base cartográfica da rede de drenagem e a compartimentação da bacia em alto, médio e baixo curso. A partir disso, pôde-se identificar a existência de 3 (três) grandes afluentes do igarapé principal: Igarapé Monte Santo (que banha o alto curso da bacia), Igarapé Santa Maria (médio curso) e Igarapé do Almoço (baixo curso). Essa distribuição dos afluentes contribuiu para que a pesquisa fosse metodologicamente direcionada para cada compartimento da bacia (Fig. 11).

As amostras foram coletadas, como estipuladas na definição da amostragem, ou seja, nos períodos de alto e baixo regime fluvial (período úmido e período seco, respectivamente), ao longo de 2 (dois) anos (entre os meses de outubro a março e de abril a setembro), para uma melhor compreensão dos processos desencadeados na bacia de drenagem. As coletas foram realizadas à montante e à jusante no canal principal, a cada encontro com os 3 (três) maiores afluentes (incluindo-se uma coleta de amostra na foz desses e, no exutório da bacia. Desse modo, foram 10 (dez) pontos monitorados por 2 (dois) anos, totalizando-se 40 (quarenta) amostras.

As amostras receberam o nome conforme o encontro da foz de um afluente com o canal principal, saber: P1JJ (Ponto 1 - Judia Jusante); P1JM (Ponto 1 - Judia Montante); P1MS (Ponto 1 – afluente Monte Santo); P2JJ (Ponto 2 – Judia Jusante); P2JM (Ponto 2 – Judia Montante); P2SM (Ponto 2 – afluente Santa Maria); P3JJ (Ponto 3 – Judia Jusante); P3JM (Ponto 3 – Judia Montante); P3ALM (Ponto 3 – afluente Almoço) e P4 (exutório da bacia). A ordem dos pontos é crescente do alto para o baixo curso da bacia.

Nos anos de 2010 e 2011 as coletas ocorreram nos dias 04 de março e 03 de março (cheia) e 04 de agosto e 25 de agosto (seca), respectivamente.

A coleta das amostras foi realizada em condições de subsuperfície, conforme metodologia adotada pelo laboratório de físico-química e bacteriologia da UTAL/UFAC.

4.3. ATIVIDADES PÓS-CAMPO

4.3.1. Análises Laboratoriais

4.3.1.1. Análises de solo

As amostras de solo foram analisadas física e quimicamente no Laboratório de Fertilidade de Solos da Universidade Federal do Acre (UFAC). A metodologia utilizada para efetuar as leituras da amostras foi de EMBRAPA (1997), quanto a: textura, porosidade total, pH, matéria orgânica, Ca, Mg, K, Na, Al e Al saturado e a separação da fração argila para Difractometria de Raio-X.

A análise da Difractometria de Raio-X (DRX) da fração argila foi realizada no Centro de Pesquisa Manoel Teixeira da Costa (CPMTC) do Instituto de Geociências, da Universidade Federal de Minas Gerais (UFMG), aonde a leitura foi feita conforme metodologia adotada por esse, utilizando-se do equipamento de difratometria X'PertPRO, da marca Panalytical, com fendas 0,6mm e tubo de raios-X de cobre (Cu) cujo comprimento de onda (λ) = 1,540619 Å.

A análise de resultados foi atribuída à totalidade da bacia, identificando-se as diferenças e/ou anomalias existentes entre os dados.

4.3.1.2. Análises da água

4.3.1.2.1. Perda de sedimentos por escoamento superficial

A filtração das amostras de escoamento superficial coletadas nos coletores das parcelas foi realizada através do sistema de filtração a vácuo, adaptado de Pregnoatto e Pregnoatto (1985), utilizando-se um compressor de ar de 25 L, funil de büchner, kitasato de 2000 ml e papel filtro, no laboratório de análise físico-química da Unidade de Tecnologia de Alimentos (UTAL) da Universidade Federal do Acre (UFAC) (Fig. 18).

Figura 18 – Demonstração dos principais procedimentos em laboratório para filtração e aferição do material particulado.



Na foto A, o procedimento inicial de anotação do peso correspondente do papel filtro. Na foto B, o processo de filtração, com a inserção das amostras no filtro de büchner e o aparelho compressor utilizado. Na foto C, observa-se retirada do papel filtro após a filtração dos sedimentos, que posteriormente foi levado à estufa para secagem, conforme foto D. O procedimento final, é novamente a pesagem do papel já sem umidade e o cálculo do peso dos sedimentos presentes na amostra.

Fotos: Autor - 2010/2011.

Antes, porém, o papel filtro foi pesado e seu peso foi anotado como peso inicial. Após a filtração de cada amostra de 2 L, o papel foi colocado na estufa para secagem e novamente pesado e calculada a diferença em relação ao peso inicial. Com o valor, multiplicou-se pelo volume total de água que se acumulou no evento chuvoso correspondente e obteve-se a quantificação da perda de solo na área da parcela.

4.3.1.2.2. Análises da qualidade e geoquímica da água

Para caracterizar hidrogeomorfológicamente a bacia de drenagem, as variáveis ambientais foram divididas em dois grupos:

a) Variáveis de Qualidade, demonstrando o comportamento da bacia quanto à qualidade da água, constituída por 13 (treze) variáveis (Quadro 1); e

b) Variáveis da Carga Dissolvida e em Suspensão, que caracterizam o ambiente hídrico quanto aos elementos químicos maiores existentes em dissolução na água, constituindo-se de 10 (dez) variáveis (Quadro 2).

Quadro 1 – Variáveis de qualidade e métodos de análise

GRUPO DE VARIÁVEIS	VARIÁVEIS	MÉTODOS
Variáveis de Qualidade	Vazão	Flutuador
	OD	MACÊDO (2003)
	DBO	MACÊDO (2003)
	DQO	MACÊDO (2003)
	pH	MACÊDO (2003)
	Condutividade	MACÊDO (2003)
	Turbidez	MACÊDO (2003)
	NT	APHA (1995)
	PT	APHA (1995)
	Fosfatos	APHA (1992)
	Amônia	APHA (1992)
	Alcalinidade	MACÊDO (2003)
	Sólidos Totais	MACÊDO (2003)
Coliformes Fecais	APHA (1995)	

Fonte: Análises laboratoriais a partir de coleta em campo – UTAL - 2010.

Quadro 2 – Variáveis da carga dissolvida e em suspensão e métodos de análise

GRUPO DE VARIÁVEIS	VARIÁVEIS	MÉTODOS
Variáveis de Carga Dissolvida e em Suspensão	Fe	APHA (1995)
	Mn	APHA (1975)
	Zn	APHA (1995)
	Cu	APHA (1995)
	Cr	APHA (1995)
	Al	APHA (1998)
	Sílica	USEPA (1983); APHA (1995)
	Cloretos	MACÊDO (2003)
	Dureza	MACÊDO (2003)
	Css	Relação ST x Turbidez

Fonte: Análises laboratoriais a partir de coleta em campo – UTAL - 2010.

A leitura das variáveis foi feita por espectrofotometria, utilizando aparelho Espectrofotômetro Micronal B572, através da utilização de *kits* fotométricos, composto por frascos com reagentes utilizados para leitura de cada tipo de variável.

Para maior caracterização, a partir dos dados referentes às variáveis de qualidade, foi feito o cálculo do IQA (Índice de Qualidade de Água) para definir a qualidade da água da bacia, considerando-se que esta serve para abastecimento populacional, podendo fornecer indicadores dos efeitos do uso da terra sobre a dinâmica hídrica.

O cálculo do IQA envolveu 9 (nove) variáveis de caráter físico-química e bacteriológica (Temperatura, pH, OD, DBO, Turbidez, ST, CT, NT e PT).

O IQA é calculado pelo produtório ponderado das qualidades de água correspondentes à estas variáveis que integram o índice, através da utilização da fórmula (CETESB, 2012):

$$IQA = \prod_{i=1}^n q_i^{w_i}, \text{ onde:} \quad (18)$$

IQA = Índice de Qualidade das Águas, um número entre 0 e 100;

q_i = qualidade do i-ésimo parâmetro, um número entre 0 e 100, obtido da respectiva “curva média de variação de qualidade”, em função de sua concentração ou medida e,

w_i = peso correspondente ao i-ésimo parâmetro, um número entre 0 e 1, atribuído em função da sua importância para a conformação global de qualidade, sendo que:

$$\sum_{i=1}^n w_i = 1$$

, em que: (19)

n = número de variáveis que entram no cálculo do IQA.

Ao final, é determinado o valor do índice para a água, variando numa escala de 0 (zero) a 100 (cem), considerando-se a água de IQA igual a 0 (zero) de péssima qualidade e, igual a 100 (cem) de ótima qualidade, conforme tabela 3.

Tabela 3 – Classificação do IQA

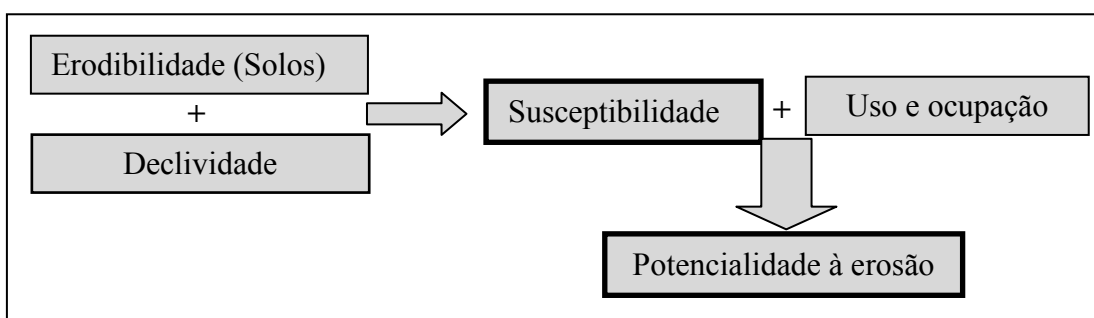
Categoria	Ponderação
ÓTIMA	79 < IQA ≤ 100
BOA	51 < IQA ≤ 79
REGULAR	36 < IQA ≤ 51
RUIM	19 < IQA ≤ 36
PÉSSIMA	≤ 19

Fonte: CETESB (2012).

4.3.2. Análises de susceptibilidade e potencialidade à erosão laminar

Para a realização dessas análises, utilizou-se da metodologia adotada por Lombardi Neto e Bertoni (1975) que agruparam as classes de solos em função de sua erodibilidade. Associando-se à declividade, elaborou-se o mapa de susceptibilidade à erosão laminar por escoamento superficial hortoniano para a bacia do igarapé Judia. Após a integração das informações de susceptibilidade com o uso e ocupação da terra, foi elaborado o mapa das áreas potenciais à erosão laminar (Fig. 19), conforme procedimento adotado por Xavier *et al.* (2010).

Figura 19 – Procedimentos para a definição da potencialidade erosiva



Conforme as características dos solos, foram atribuídos os graus de erodibilidade e a sua importância para a ocorrência de processos erosivos (Tab. 4), conforme metodologia de Salomão (1999) e Ross (2005) aplicadas por Xavier *et al.* (2010).

Tabela 4 – Classes de solos, graus de erodibilidade e percentuais de declividades

Grau de erodibilidade	Classes de solos	Declividade (%)
I – Muito fraco	Solos hidromórficos em relevo plano; Gleissolos; Neossolos Flúvicos, Latossolos Vermelho-Amarelos de textura argilosa.	0 – 3
II – Fraco	Latossolos Amarelos e Vermelho-Amarelos de textura média argilosa	3 – 8
III – Médio	Argissolos Vermelho-Amarelos de textura argilosa; Argissolos Amarelos.	8 – 12
IV – Forte	Cambissolos; Plintossolos; Argissolos Vermelho-Amarelos não abruptos.	12 – 20
V – Muito Forte	Argissolos Vermelho-Amarelos abruptos, textura arenosa média; Neossolos Quartzarênicos em relevos suave-ondulado e ondulado	20 – 34

Fonte: Adaptado de Salomão (1999), Ross (2005) e Xavier *et al.* (2010); Pereira & Lombardi Neto (2004)

As classes de declividade foram atribuídas a partir do processamento das curvas de nível extraídas das imagens SRTM (*Shuttle Radar Topography Mission*), ocasião em que se gerou o MDE (Modelo Digital de Elevação) para a bacia e, em seguida, extraiu-se a declividade.

A integração da erodibilidade dos solos com a declividade possibilitou caracterizar a susceptibilidade à erosão como: I – Extremamente susceptível; II – Muito susceptível; III – Moderadamente susceptível; IV – Pouco susceptível; V – Pouco a não susceptível.

Elaborado o mapa de susceptibilidade, este foi integrado com as informações do tipo de uso e ocupação da terra, gerando o mapa de potencialidade para a erosão laminar. Segundo Salomão (1999) *apud* Xavier *et al.* (2010), a erosão laminar pode ser condicionada, entre outros fatores, pelas formas de uso e ocupação da terra. Afirma ainda que o potencial à erosão laminar pode assim ser definido como o resultado da integração entre a susceptibilidade dos terrenos em desenvolver erosão e a ocupação atual das terras, fato que buscou-se comprovar na dinâmica da bacia em estudo.

O estabelecimento das classes de uso e ocupação da terra foi determinado com base no porte da cobertura vegetal e na intensidade da ação antrópica no manejo da terra,

considerando-se que o porte da cobertura vegetal reflete, de forma indireta, o nível de cobertura vegetal sobre o solo e, conseqüentemente, sua proteção quanto aos processos erosivos. Por outro lado, a intensidade da atividade antrópica indica as áreas mais sujeitas à erosão laminar, considerando-se que o uso intensivo aumenta o potencial de perdas de solo (SALOMÃO, 1999 *apud* XAVIER *et al.*, 2010).

Por meio de integração da imagem em formato *raster* (matricial), foi elaborado o mapa de potencial erosivo. As atribuições de graus de ação erosiva para as classes de uso e ocupação da terra na área de estudo foram adaptadas a partir do trabalho de Xavier *et al.* (2010), dispostos na tabela 5.

Tabela 5 – Classes de uso e ocupação e graus de ação erosiva correspondentes

Grau de ação erosiva	Tipo de uso e ocupação
I – Muito forte	Pastagem / Solo exposto
II – Forte	Propriedades rurais/agricultura
III – Médio	Área urbana
IV – Fraco	Floresta tropical
V – Muito fraco	Cursos d'água

A partir do cruzamento das classes de suscetibilidade com as classes de uso e ocupação da terra, gerou-se três classes de potencial à erosão laminar para a área de estudo, seguindo a metodologia proposta por IPT (1990) *apud* Xavier *et al.* (2010), conforme abaixo:

- I – Alto potencial;
- II – Médio potencial;
- III – Baixo potencial.

4.3.3. Mapeamento do uso e ocupação da terra

Para o mapeamento do uso e ocupação da terra, utilizou-se de material cartográfico da base de dados do IBGE (2010) e imagens Landsat TM5, referentes aos anos de 1996, 2000, 2004, 2008 e 2010, obtendo-se as classes: Pastagem (Pa), Floresta (Fta), Propriedades Rurais (PR), Área Urbana (AU), Corpos d'água naturais (CAN) e Corpos d'água artificiais (CAA).

As imagens foram classificadas utilizando-se os softwares ArcGis 9.3. Este último ofereceu, como produto, a classificação automática das imagens, através da

metodologia descrita por Campbell (1987), com o uso de classificação supervisionada baseada no Algoritmo da Máxima Verossimilhança (MAXVER).

Para fundamentar a discussão dos dados de uso e ocupação da terra, calculou-se o I_a (índice de antropização), através da adequação da metodologia de Mancini *et al.* (2005), que consiste na utilização da fórmula:

$$I_a = \sum k_i p_i, \quad \text{onde,} \quad (20)$$

k_i = coeficiente específico para cada categoria de uso da terra;
 p_i = frequência relativa da área de cada categoria.

Para cada tipo de uso e ocupação da terra foram atribuídos valores arbitrários para k de acordo com o grau de interferência sobre as condições ambientais, especificamente, sobre a qualidade das águas e a carga de elementos químicos dissolvidos, sendo: 0,5 – corpos d'água naturais; 1,0 – corpos d'água artificiais; 2,0 – floresta; 3,0 – propriedades rurais; 4,0 – pastagem; 5,0 – áreas urbanas.

Justifica-se o valor de 0,5 (zero vírgula cinco) atribuído aos corpos de água naturais, considerando-se que, eventualmente, as inundações ou enchentes podem alterar as formas de manejo do uso da terra. Para os corpos de água artificiais, o valor 1,0 (um vírgula zero) denota o efeito negativo da construção de barragens para o ambiente aquático. Os demais usos, estão ligados ao desmatamento, processos erosivos, produção de sedimentos, alteração das características dos solos e vegetação e a adição de poluentes para a rede de drenagem.

Os maiores valores de k foram estabelecidos para as áreas urbanas e pastagens, partindo do princípio que esses tipos de uso e ocupação da terra exercem maior influência sobre as condições naturais dos mananciais.

4.3.4. Modelos utilizados no tratamento estatístico dos dados

Para o tratamento estatístico dos dados utilizou-se os *softwares* Excel 2010, SPSS 17.0 e R 2.15.0.

Foi realizada uma análise multivariada com a aplicação dos testes de: Análise de Componentes Principais (ACP), Análise de Coeficientes de variação, Análises de Correlação de *Pearson*, além de testes de médias (*T-student*) e projeção de Monte Carlo, que

melhor se aplicaram para a análises e sumarização dos dados, de maneira a permitir que fossem atingidos os objetivos propostos e a validação (ou não) da hipótese desta tese.

A ACP e os coeficientes de variação foram os modelos estatísticos mais apropriados para definir as variáveis ou grupo de variáveis que mais influenciam na dinâmica hidroecogeomorfológica da bacia, através do cruzamento dos dados correspondentes à cada variável.

Para definir o comportamento dos dados referentes às parcelas experimentais sob diferentes coberturas vegetais utilizou-se Análise de Correlação de *Pearson* e o teste de médias (*T-student*) visando identificar diferenças ou similaridades entre os dados de acordo com a significância.

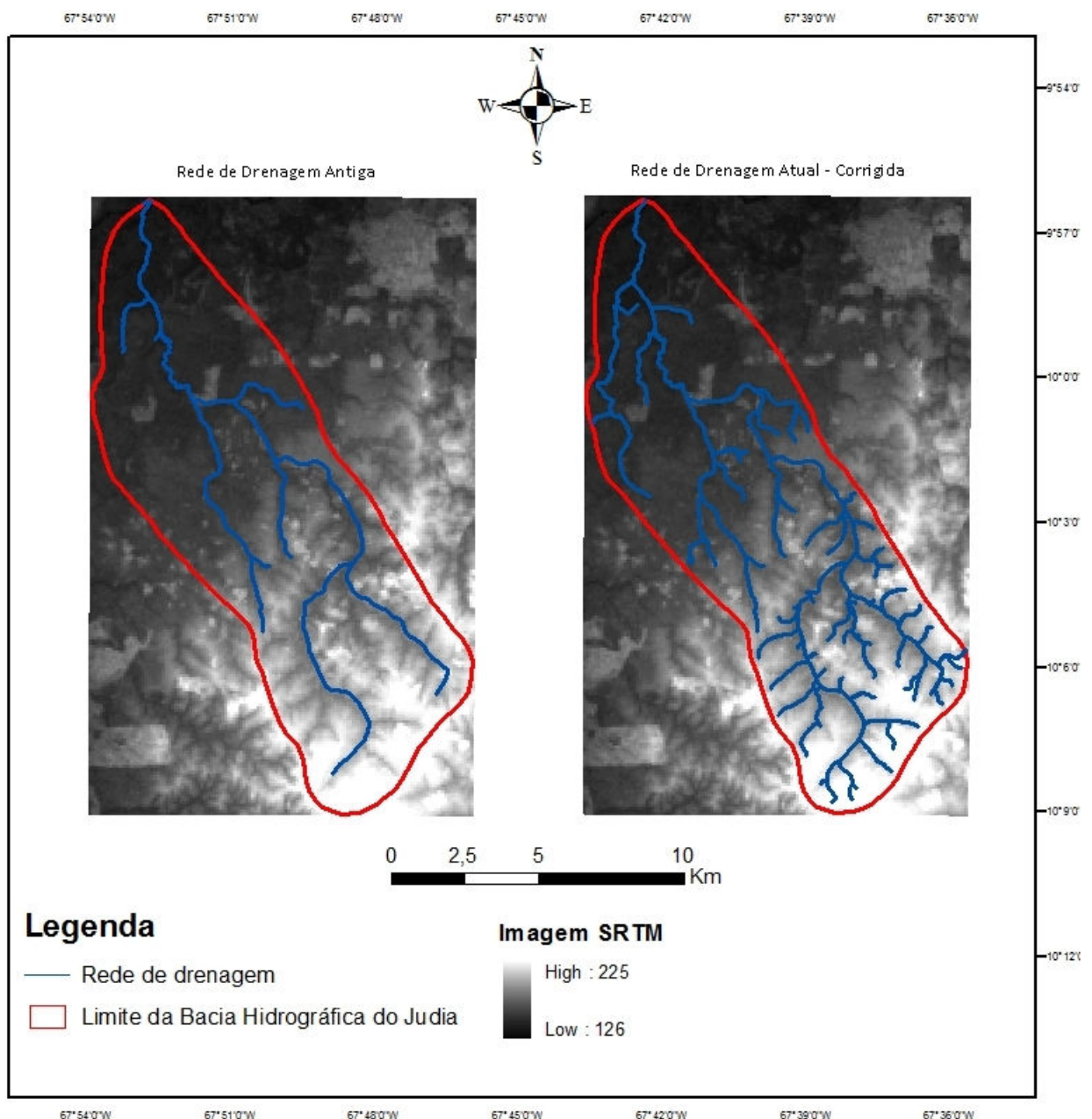
Os dados de uso e ocupação inicialmente foram tratados utilizando análises de correlação entre as variáveis. Posteriormente, utilizou-se a modelagem de Monte Carlo para projetar futuras modificações referentes à área ocupada pelos diferentes tipos de uso e ocupação da terra.

5. RESULTADOS E DISCUSSÃO

5.1. RECONSTRUÇÃO DA BASE HIDROGRÁFICA

A reconstrução e correção da base digital da rede de drenagem da área de estudo, como forma de dar maior fundamentação e embasamento científico para o desenvolvimento desta pesquisa pode ser visualizado na figura 20.

Figura 20 - Rede de drenagem original (esquerda) e corrigida (direita).



Fonte: Base de dados IBGE (2010).

Comparando as imagens que correspondem às redes de drenagem antiga e atual, percebe-se que a primeira deixa de contemplar grande parte dos afluentes do Igarapé Judia, o que constitui uma grande dificuldade para fins de estudos de alteração e transformação da drenagem.

Um dos motivos associados a tal deficiência do mapa original é sua escala pequena (1:250.000), o que dificulta a visualização dos afluentes de ordem inferior. Outro, é o aparente desenvolvimento dos canais tributários de menor ordem, próprio da dinâmica natural de incisão de novos canais, o que teria acontecido, como proposto na hipótese desta tese, posteriormente ao mapeamento de escala pequena realizado pelo RADAMBRASIL, em meados da década de 1970.

Ambos os motivos não se excluem e são complementares, considerando-se que, pelo tamanho da área de estudo e pela base hidrográfica existente que abrange todo o estado do Acre, a escala utilizada não permitiu fazer alusão aos tributários de menor ordem.

Por outro lado, a intensa transformação dos espaços naturais em agropecuários, através do desmatamento da floresta, trouxe consigo alterações que podem ser, inclusive, percebidas na rede de drenagem atual, através de seu entalhamento favorecido pelos processos erosivos, impulsionados pelo uso intensivo aliado às condições ambientais da região (Fig. 21).

Figura 21 – Exemplo de entalhamento de vale fluvial no alto curso da bacia do Igarapé Judia.



Na foto, é possível observar-se o corte efetuado pela drenagem decorrente da intensa erosão provocada pelo uso intensivo da área que favoreceu o escoamento concentrado, ocasionando entalhamento dos vales fluviais.

Foto: Autor – março/2011.

Há, de fato, indícios desse tipo de surgimento de novos canais, a partir das medidas de Densidade Hidrográfica, que ficaram bem abaixo da densidade de drenagem, como apresentadas a seguir.

5.2. ANÁLISE FISIAGRÁFICA E MORFOMÉTRICA DA BACIA DE DRENAGEM

O levantamento das características morfométricas resultou em um conjunto de informações detalhadas sobre a bacia em estudo. Entre as variáveis analisadas constaram: área da bacia (km^2), perímetro (km), comprimento do rio principal, índice de forma, densidade hidrográfica (canais/ km^2), densidade de drenagem (km/km^2), amplitude altimétrica (m), relação de bifurcação, relação de relevo (m/km), índice de rugosidade e hierarquização da bacia (Tab. 6).

Tabela 6 - Morfometria da bacia de drenagem do Igarapé Judia-AC

Características Físicas	Resultados
Área da bacia hidrográfica (km ²)	123,11
Perímetro (km)	51,36
Comprimento do rio principal (km)	30,60
Índice de forma	0,59
Densidade Hidrográfica (canais/km ²)	0,69
Densidade de Drenagem (km/km ²)	1,00
Amplitude altimétrica (m)	99
Relação de Bifurcação	3
Relação de Relevo (m/km)	4,48
Índice de Rugosidade	99
Ordem da bacia	4 ^a

Fonte: Organizado pelo autor – 2010.

1. Análise do Índice de Forma: Para o cálculo foi necessário saber a área da bacia (12.300 ha), área das figuras geométricas: triângulo= 8.659,65 ha; retângulo= 14.366,90 ha; e círculo= 18.033,12 ha. As intersecções apresentaram valores de: 8.009,48 ha, 10.853,16 ha e 9.375,56 ha, respectivamente. A partir da metodologia utilizada, os valores obtidos foram: triângulo (A) 0,381, retângulo (B) 0,313 e círculo (C) 0,552. Nesse método, quanto menor for o índice de forma, mais próxima da figura geométrica respectiva estará a forma da bacia. Seguindo este critério, a forma da Bacia Hidrográfica do Igarapé Judia defini-se como retangular. De acordo com Vilella e Matos (1975) *apud* Duarte *et al.* (2007), uma bacia com índice de forma baixo indica que ela é menos sujeita a enchentes que outra de mesmo tamanho, porém, com fator de forma maior.

O índice de forma influencia a determinação do débito fluvial (vazão) e a intensidade do escoamento no âmbito da bacia (MORISAWA, 1962 *apud* CHRISTOFOLETTI, 1970). Assim, tem-se que a bacia em estudo não apresenta risco de inundação, pois toda carga líquida que é aportada é debitada, de forma rápida, para o seu exutório.

2. Densidade Hidrográfica (Dh) - Segundo Milani e Canali (2000) este índice sugere uma ideia mais clara sobre os processos de controle no desenvolvimento da rede hidrográfica. Estudando a bacia hidrográfica do rio Matinhos, no estado do Paraná, esses autores encontraram índices de Dh de 0,33 e sugeriram que houvera intervenção antrópica no sistema, considerando-se que em redes de canais naturais, sem controle estrutural, este índice é sempre superior ao de Dd. O prolongamento artificial dos canais de primeira ordem tende a aumentar

a área da bacia, mas não aumenta o número de canais, apenas o comprimento total dos mesmos.

No caso da bacia do igarapé Judia, o índice de Dh foi de 0,69 fato que sugere uma possível intervenção antrópica predominante que pode estar contribuindo para a modificação do sistema de drenagem, encontrando-se bem abaixo do índice de Dd.

3. Densidade de Drenagem (Dd) - Para a bacia de drenagem em estudo, a densidade de drenagem foi de 1,00 km/km². Quando se avalia a densidade de drenagem, conhece-se o potencial da bacia e de seus setores em permitir maior ou menor escoamento superficial da água, o que conduz a uma maior ou menor intensidade dos processos erosivos na esculturação de canais (BELTRAME, 1994).

A análise de padrões morfométricos, como a densidade de drenagem, tem grande importância, pois ela serve como ferramenta auxiliar para a reconstrução da dinâmica dos sistemas de superfície terrestre, já que explicitam como os padrões de dissecação elaborados pela drenagem podem ser controlados pela estrutura geológica, geomorfológica, pedológica e pelas relações morfoestratigráficas de uma determinada área (SILVA *et al.*, 2009). Na bacia do Judia, esses padrões ficam evidentes quando da análise morfométrica realizada.

4. Relação de Bifurcação e Ordenação dos Canais – Strahler (1952) tende a ordenar os canais de modo que os valores obtidos para Rb indicam o grau de dissecação da bacia, ou seja, quanto maior for o valor do índice, maior será o grau de dissecação, sendo que os valores abaixo de 2 indicam relevo colinoso (CHRISTOFOLETTI, 1980). Na tabela 7, estão expressos o número de canais, com respectivas ordens, e os índices de Rb da bacia do igarapé Judia.

Tabela 7 - Ordem, número de canais e índice de bifurcação (Rb) da área de estudo

Ordem	Nº. de Canais	Índice de Bifurcação
1 ^a	64	-
2 ^a	17	3,76
3 ^a	3	5,67
4 ^a	1	3,00

Fonte: organizado pelo autor – 2010.

No caso em estudo, a Rb apresenta índice 3,00, indicando que se trata de uma bacia com grau mediano de dissecação do relevo, considerando-se a metodologia proposta por Strahler (1952) para a ordenação dos canais da bacia.

O canal principal é de ordem 4, de acordo com a bacia de drenagem remapeada, e que apresenta 85 canais em sua grande maioria de 1^a. ordem. A bacia revela-se extensa, apresentando 122,74 km de extensão de seus cursos d'água, correspondendo a uma rede de drenagem bem desenvolvida (Tab.8).

Tabela 8 - Hierarquia, quantidade e extensão de canais da área de estudo

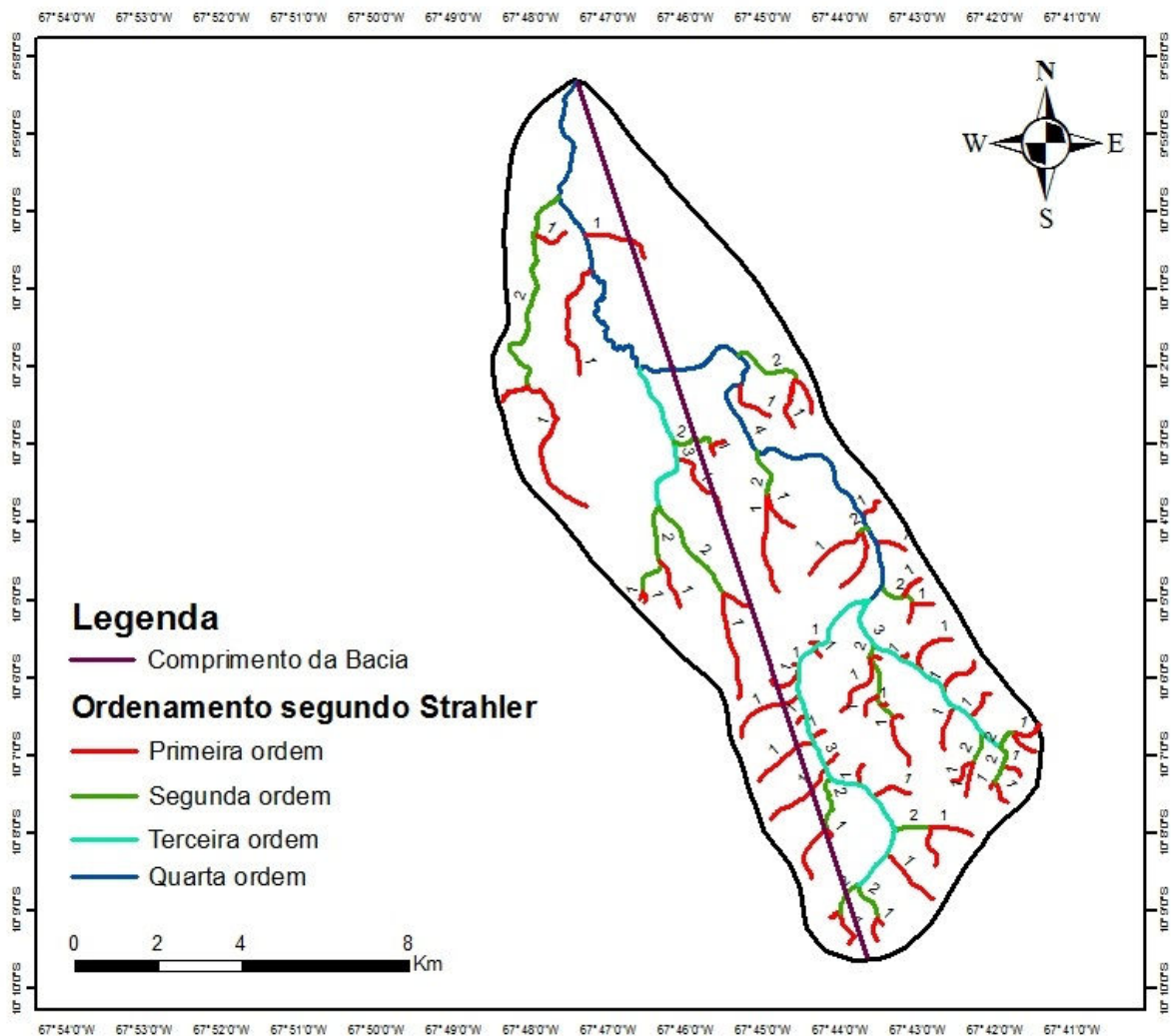
Ordem	Quantidade de canais	Extensão (km)
1 ^a	64	60,75
2 ^a	17	23,89
3 ^a	3	18,05
4 ^a	1	20,04
Total	85	122,74

Fonte: Organizado pelo autor – 2010.

Conforme exposto, independentemente do sistema de classificação proposto e da sua localização (alto, médio ou baixo curso), as bacias de drenagem de primeira ordem correspondem aos canais em formação, e que na maioria das vezes equivalem às cabeceiras de drenagem ou nascentes (NOVO, 2008).

A bacia do Igarapé Judia apresentou-se como sendo de 4^a ordem hierárquica, considerando-se a escala cartográfica utilizada para a plotagem dos canais, ao nível do visível, demonstrando que a mesma se encontra em pleno desenvolvimento (Fig. 22).

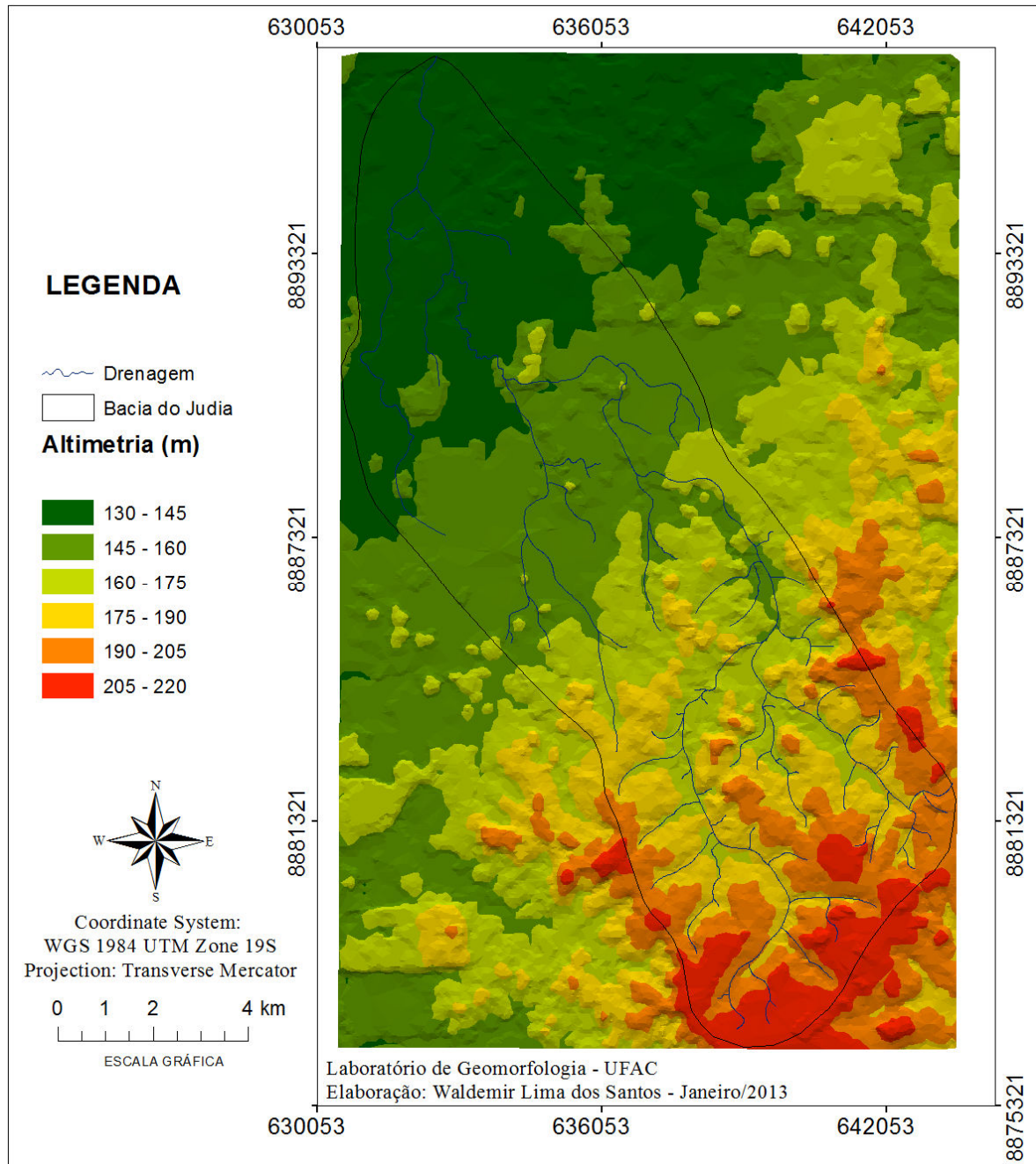
Figura 22 – Hierarquização da Bacia de Drenagem



Fonte: Base de dados IBGE (2010)

5. Amplitude altimétrica (Hm) – O valor de Hm para a bacia em estudo é de 99 m, demonstrando que o nível altimétrico da área é relativamente próxima a do nível do mar. Essa informação reflete o caráter plano da área com relação a altimetria. A maior altimetria encontra-se no alto curso da bacia, com 225 m, e a menor encontra-se no baixo curso, no nível de base local, a 124 m (Fig. 23).

Figura 23 – Mapa Hipsométrico da bacia do Igarapé Judia



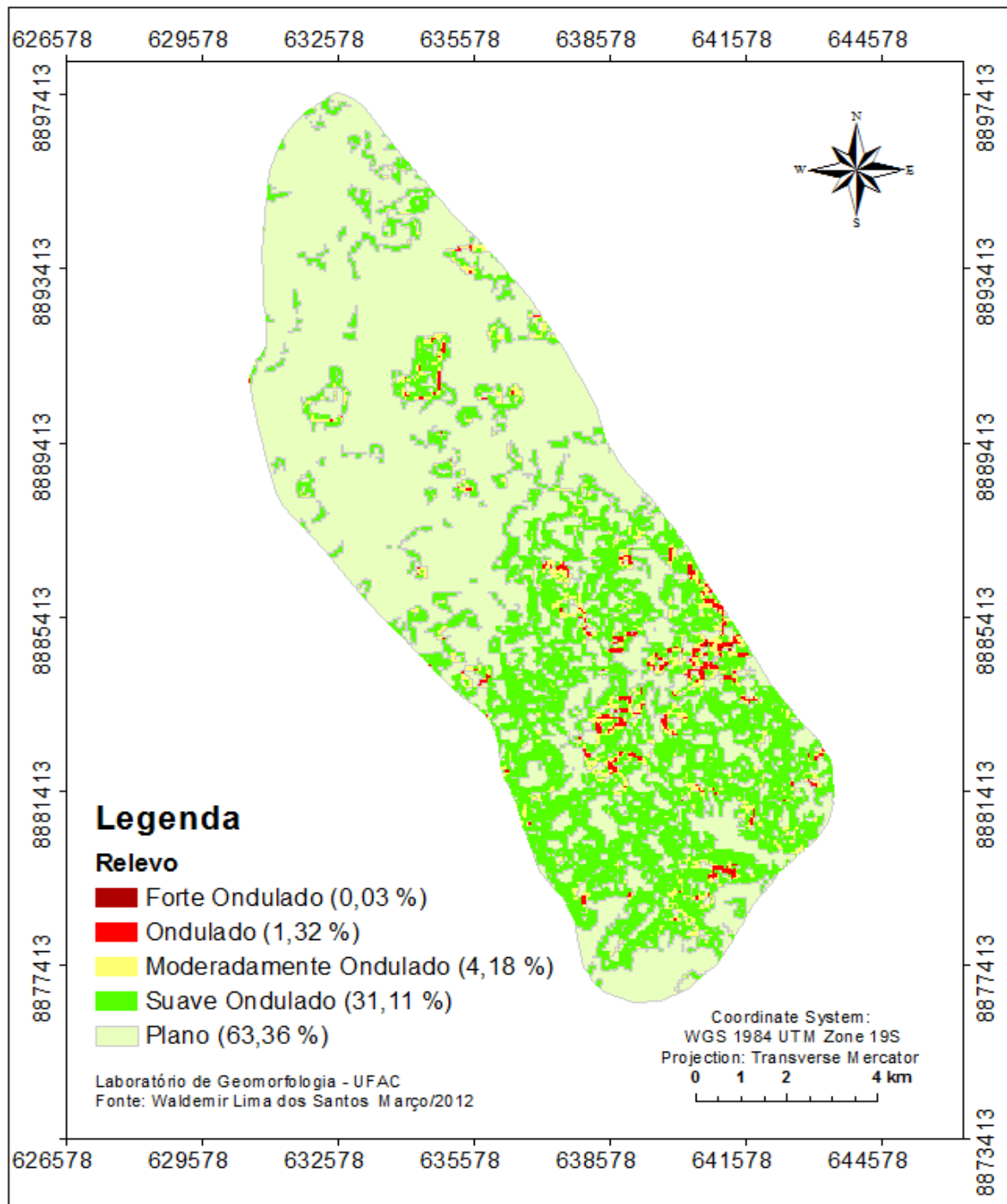
6. Relação de relevo (Rr) - O relevo tem grande influência sobre os fatores hidrológicos, em função da velocidade de escoamento superficial determinada, em grande parte, pela declividade do terreno. Outros fatores, como a temperatura, a precipitação e a evaporação são também funções da altitude da bacia (GALVÍNCIO *et al.*, 2006).

Salgado *et al.* (2009), estudando a bacia do Córrego Santana, na Barra do Pirai/RJ, encontraram uma Rr de 75,80 m/km o que de certo modo contribui para o escoamento rápido da água na bacia. Neste estudo, o valor de Rr encontrado foi de 4,48, nos

levando a interpretar que a bacia possui tendência, em relação à primeira, a apresentar escoamento mais prolongado das águas.

Essa condição está atrelada à forma do relevo da bacia que é classificada com predomínio de formas suave-onduladas (31,11%) a plana (63,36%), totalizando 94,47% da área (Fig. 24).

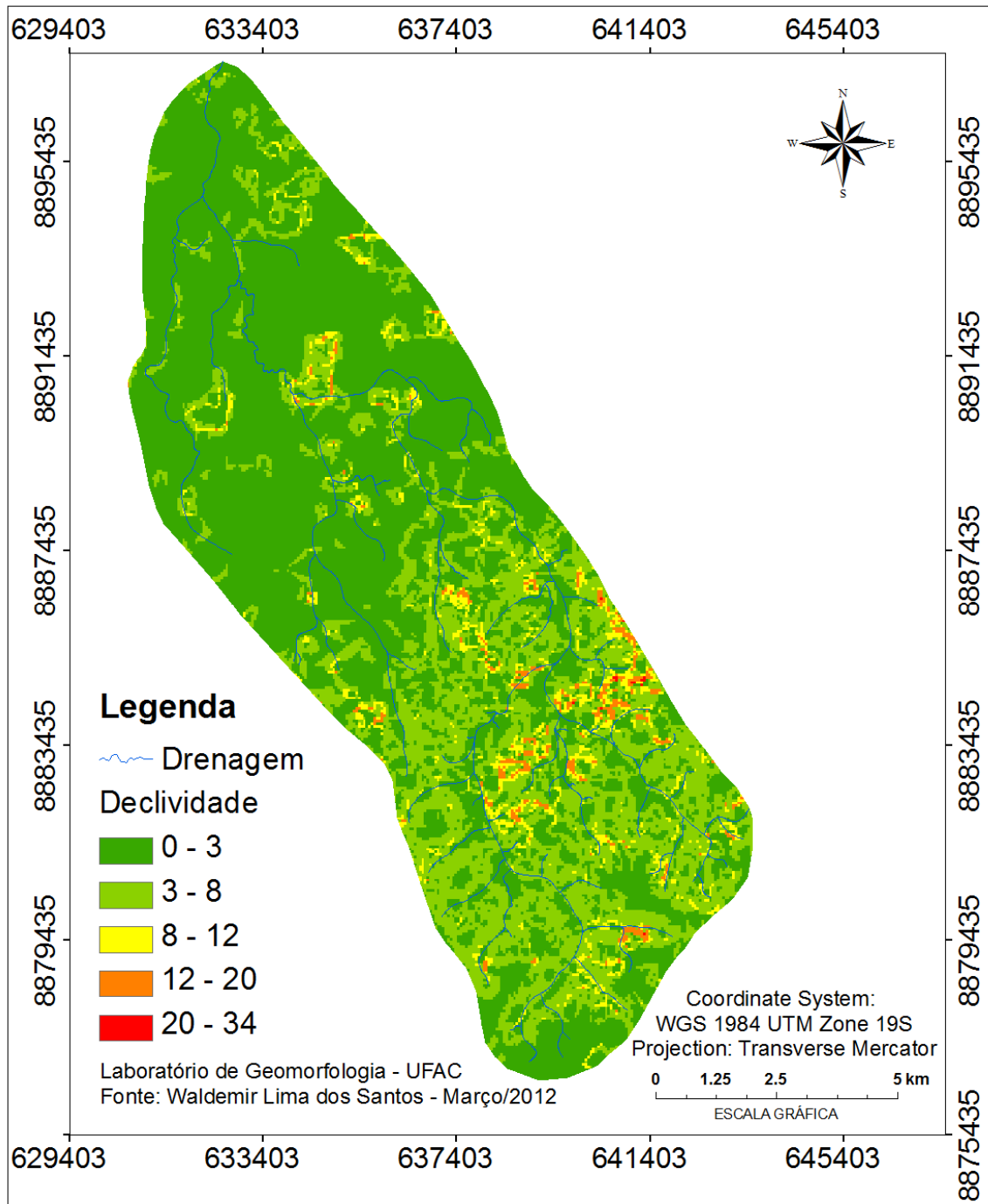
Figura 24 - Formas de relevo em função da declividade



7. Índice de Rugosidade (Ir) - Christofolletti *et al.* (1981) citados por Silva *et al.* (2003), em estudos realizados em bacias hidrográficas localizadas no sul do Estado da Bahia, afirmaram que se o valor da amplitude altimétrica ou topográfica aumenta enquanto a densidade de drenagem permanece constante, também aumentarão as diferenças altimétricas entre o interflúvio e os canais e, em conseqüência, aumentará o valor da declividade das vertentes.

Por outro lado, segundo o referido autor (*op. cit.*) um valor elevado do **Ir** irá ocorrer quando os índices de amplitude topográfica e distância média dos interflúvios forem extremamente altos, configurando-se vertentes íngremes e longas. No caso em estudo, pode-se considerar, em razão dos valores de Dd e Hm, que esta apresenta um índice de rugosidade pequeno, refletindo vertentes de baixa declividade e pouca extensão (Fig. 25).

Figura 25 – Mapa de declividade da área de estudo



A análise morfométrica e fisiográfica constitui parte fundamental dessa pesquisa, preenchendo uma lacuna, e tendo duplo objetivo. De um lado, constitui um estudo aplicado e pioneiro para a região, proporcionando a compreensão de parte da sua dinâmica hidroecogeomorfológica e, de outro, vem alimentar uma base de dados que poderá subsidiar futuras ações de intervenção na bacia.

5.3. CARACTERIZAÇÃO E ANÁLISE PEDOGIOMORFOLÓGICA DA ÁREA DE ESTUDO

Em geral, os solos do estado do Acre apresentam-se bastante diversificados, seja pela existência de processos pedogenéticos acelerados, em função das características biofísicas da região, seja pelas características morfogenéticas da região uma vez que esta fez parte de uma bacia de deposição de sedimentos inconsolidados, com predomínio de formas aplainadas, o que influenciou na formação e desenvolvimento dos solos (Fig. 26).

Com relação a classificação dos solos, os Argissolos correspondem, na Amazônia, a 32,9% das ocorrências. No entanto, há o predomínio dos Latossolos, que ocupam 41,1% da área total, sendo que ambos apresentam horizontes B texturais espessos. Já no estado do Acre, o predomínio é dos Argissolos que cobrem 63,9% da área e apresentam características semelhantes às dos solos em âmbito regional (Tab. 9).

Tabela 9 – Extensão territorial dos principais solos da Amazônia e do Acre

Amazônia		Acre	
Classe de solo	% de área	Classe de solo	% de área
Latossolos	41,1	Argissolos	63,9
Argissolos	32,9	Cambissolo Háptico	24,2
Plintossolos	7,3	Gleissolos Hápticos	7,4
Gleissolos	6,1	Latossolos	1,9
Neossolos (quartzarênicos)	4,8	Alissolos	1,4
Neossolos (litólicos)	2,6	Nitossolos	0,8
Espodossolos	2,0	Luvissolos	0,4
Plintossolos (pétricos)	1,5	Chernossolos	c.s
Cambissolos	0,8	Neossolos	c.s
Nitossolos	0,5	Plintossolos	n.d
Outros solos	0,5	-	-

Obs.: c.s = ocorrem somente como componentes secundários nas unidades de mapeamento;

n.d. = área de ocorrência não determinada em função da falta de dados na descrição morfológica para a caracterização precisa dos perfis.

Fonte: IBGE (2001) *apud* LEPSCH (2011); ACRE (2000) *apud* ARAÚJO *et al.* (2005).

Na bacia do igarapé Judia, a situação não é muito diferente da condição regional. A partir das análises realizadas, foram detectados cinco grandes manchas de ocorrência de solos, distribuídos na sequência decrescente: Argissolos > Plintossolos > Cambissolos > Latossolos > Neossolos Flúvicos associados a Gleissolos (Tab. 10).

Tabela 10 – Extensão territorial dos principais solos da bacia do Igarapé Judia/AC

Classes de solos	Área (ha)	Área (%)
Argissolos	4.397,79	35,73
Plintossolos	4.165,83	33,84
Cambissolos	2.338,12	18,99
Latossolos	1.143,60	9,29
Neossolos Flúvicos/Gleissolos	264,66	2,15
Total	12.310	100

É possível verificar, a partir da localização e das características quanto à forma do relevo, declividade e altimetria das áreas de ocorrência dos solos, que a bacia encontra-se dividida em 3 (três) pedoambientes bem definidos.

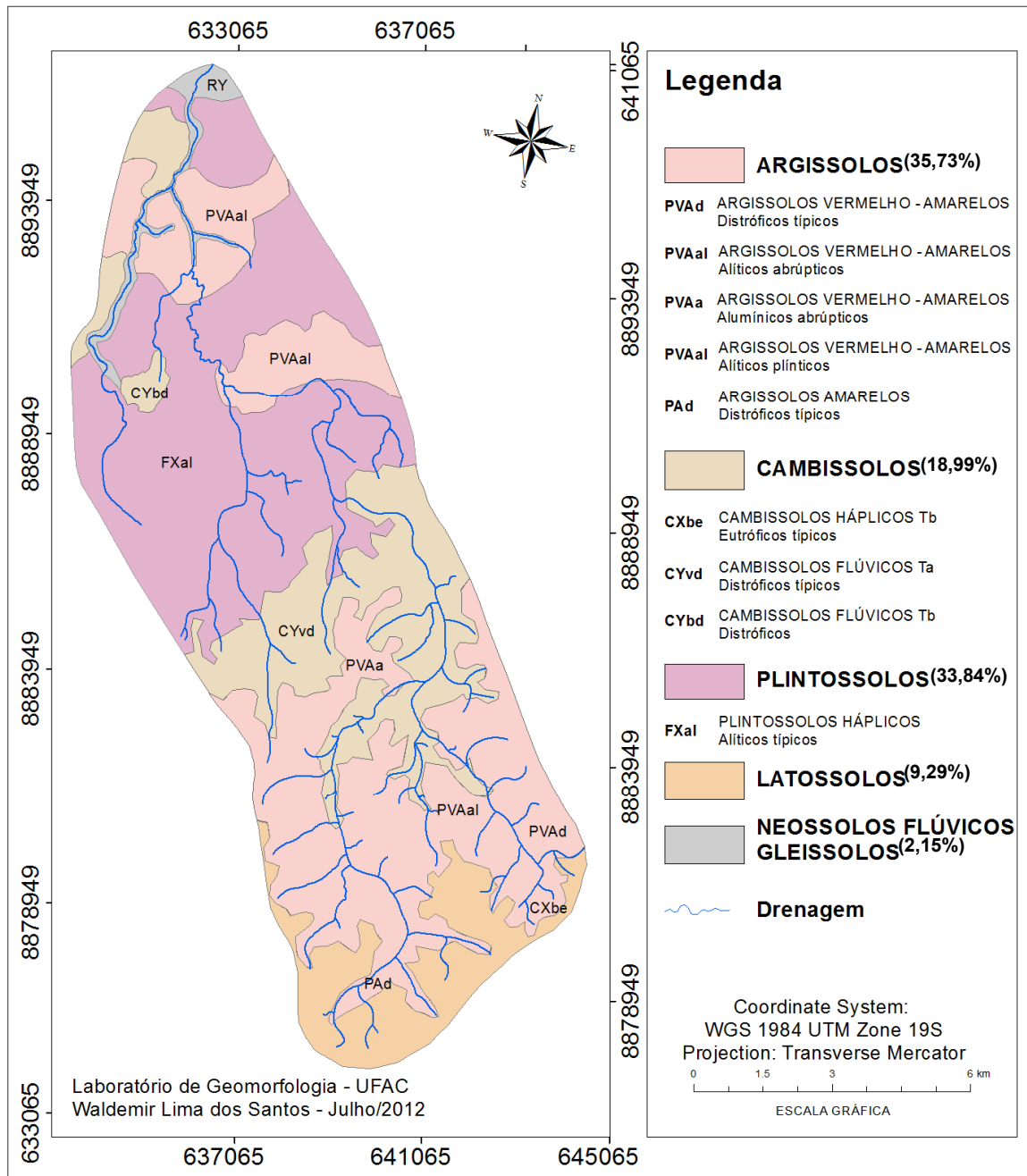
A figura 26 mostra que no alto curso a maior ocorrência ocorre no domínio dos Argissolos e Latossolos, formando as áreas de cabeceira da bacia, com relevo plano a suave ondulado (declividades entre 0 e 8%).

No médio curso, há a ocorrência do domínio dos Cambissolos e Plintossolos (Fig. 26). Os primeiros são típicos das formas moderadamente onduladas a onduladas (declividades de 12 a 20%), e os segundos em relevo planos a suave-ondulados (declividades entre 0 e 8%).

No baixo curso, detectou-se a presença de manchas de Plintossolos, Argissolos, Cambissolos e Neossolos Flúvicos associados aos Gleissolos (Fig. 26). À exceção destes últimos, que ocorrem na planície de inundação do rio Acre (nível de base local), com predomínio relevo plano (declividades entre 0 e 3%), os demais ocorrem nos terraços constituídos por depósitos aluvionares, com declividades de 8 a 12%.

Na bacia, a maior ocorrência é dos Argissolos (35,73%), seguidos dos Plintossolos (33,84%) e Cambissolos (18,99%). Os Latossolos apresentam-se restritos aos 9,29% da área da bacia (Fig. 26).

Figura 26 – Espacialização das classes de solos da bacia do Igarapé Judia



O predomínio destes solos na área de estudo está relacionado à forma do relevo correspondente, variando de suave a moderadamente ondulado, conforme perfis de localização demonstrados na figura 27. No entanto, guarda relação direta com o material de origem constituído de argilitos, siltitos e arenitos da Formação Solimões.

Fig. 27 – Classes, relevo e perfil de localização da coleta de amostras de solo

Nº	CLASSE DE SOLO	CV	R/D	Perfil da vertente
01	ARGISSOLOS VERMELHO-AMARELOS Distróficos típicos	P	Plano a suave ondulado (0 e 8%)	
02	ARGISSOLO VERMELHO-AMARELOS Distróficos típicos	F	Plano a suave ondulado (0 e 8%)	
03	CAMBISSOLOS HÁPLICOS Tb Eutróficos típicos	P	Moderadamente ondulado a ondulado (12 a 20%)	
04	ARGISSOLOS AMARELOS Distróficos típicos	P	Plano a suave ondulado (0 e 8%)	
05	ARGISSOLOS VERMELHO-AMARELOS Alíticos abruptos	P	Plano a suave ondulado (0 e 8%)	
06	ARGISSOLOS VERMELHO-AMARELOS Alumínicos abruptos	F	Plano a suave ondulado (0 e 8%)	
07	CAMBISSOLOS FLÚVICOS Ta Distróficos típicos	P	Moderadamente ondulado a ondulado (12 a 20%)	
08	ARGISSOLOS VERMELHO-AMARELOS Alumínicos abruptos	P	Plano a suave ondulado (0 e 8%)	
09	PLINTOSSOLOS HÁPLICOS Alíticos típicos	P	Plano a suave ondulado (0 e 8%)	
10	CAMBISSOLOS FLÚVICOS Tb Distróficos	P	Moderadamente ondulado a ondulado (12 a 20%)	
11	ARGISSOLOS VERMELHO-AMARELOS Alíticos plínticos	P	Plano a suave ondulado (0 e 8%)	

NOTA: CV = Cobertura vegetal; P= Pastagem; F= Floresta; R/D= Relevo/Declividade.

A característica morfológica dos Argissolos indica horizontes superficiais mais arenosos seguidos de subsuperficiais argilosos (presença de B textural), nos quais predominam os processos de formação por adição e translocação da argila. Dessa forma, a infiltração é facilitada nos horizontes superficiais e dificultada nos horizontes abaixo, em função do aumento da concentração de argila que faz aumentar a capacidade de retenção da água, impedindo sua percolação.

Segundo Lepsch (2011) cria-se, assim, um gradiente de velocidade de infiltração e, conforme a ocorrência das precipitações, há a saturação do horizonte superficial, impedindo a infiltração de água e provocando a formação de enxurradas favorecendo o *runoff*, notadamente em caminhos preferenciais de escoamento em área de pastagem (Fig. 28).

Figura 28 – Erosão laminar em área de pastagem

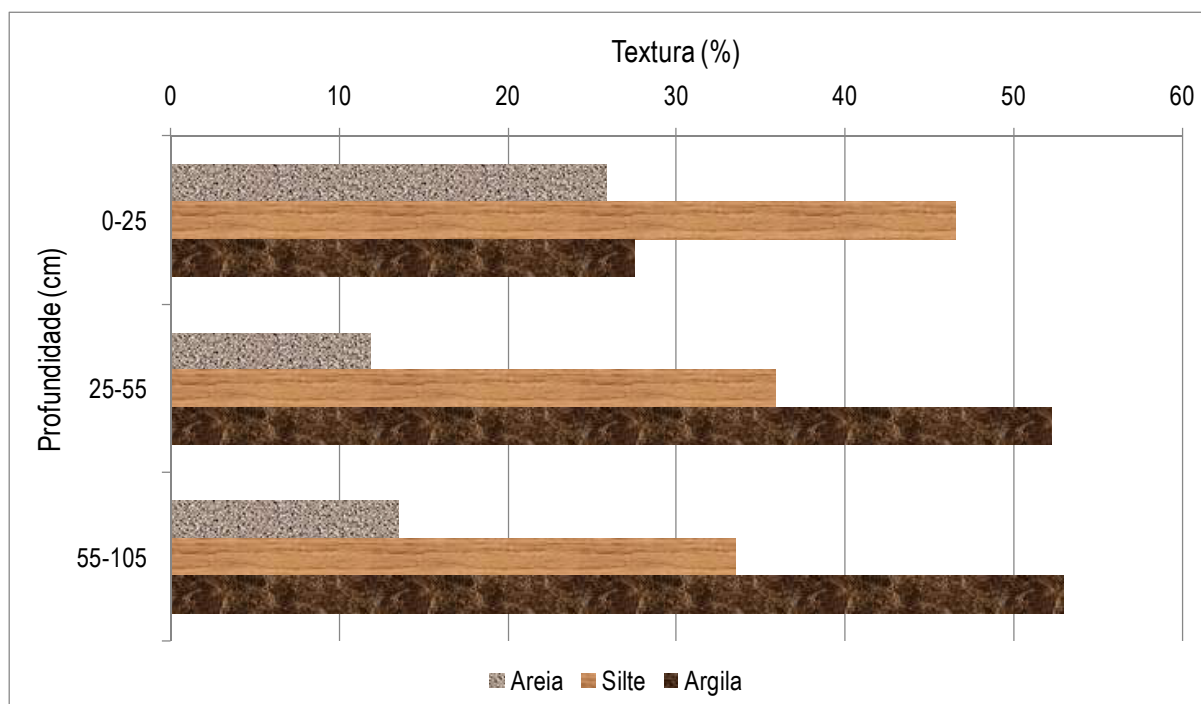


Na foto, observa-se que o caminho do gado tornou-se faixa de escoamento preferencial, estimulando o *runoff* ao longo da vertente.

Foto: Autor – 2011.

Em todos os perfis analisados, a distribuição granulométrica das partículas demonstra que a fração argila tende a aumentar da superfície para a subsuperfície, em detrimento das demais frações (areia e silte) que apresentam diminuição, conforme exemplo do perfil nº 06 (Fig. 29).

Figura 29 – Perfil n° 06 indicando aumento do teor de argila em subsuperfície



Pelos resultados analíticos, observou-se que os solos da bacia são ácidos, com valores de pH variando de 3,8 a 6,3. Ressalta-se que os valores de pH apresentam tendência à diminuição do alto para o baixo curso da bacia, sendo inversamente proporcionais aos valores de Al^{3+} , apresentando correlação negativa ($r = -0,51$). Isto evidencia a dominância de cargas superficiais líquidas negativas no pH do solo.

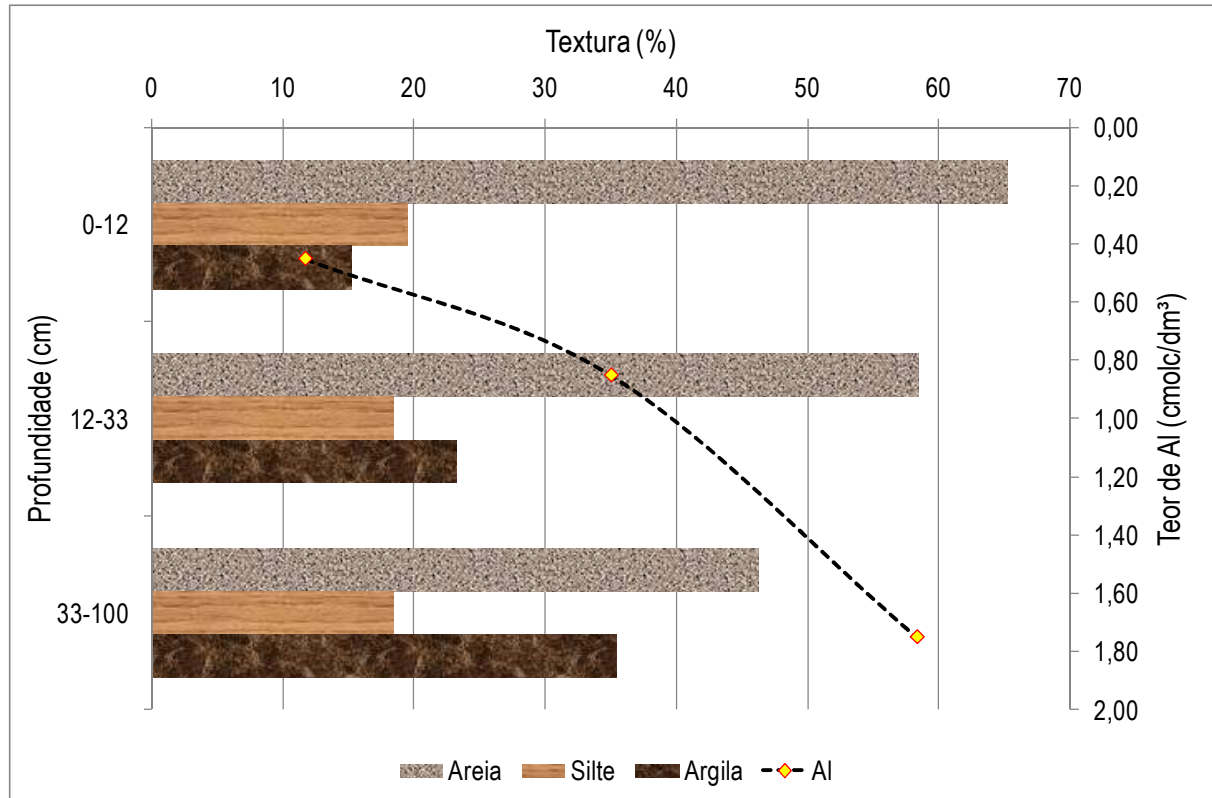
O mesmo comportamento foi detectado nos perfis individuais em que o pH manteve tendência a aumentar da superfície para a subsuperfície, possivelmente relacionado aos valores de matéria orgânica que diminuem na mesma proporção.

Os valores da soma de bases dos solos (Ca^{2+} , Mg^{2+} , K^+ e Na^+), de acordo com os limites utilizados pelo Laboratório de Fertilidade do Solo da UFAC, foram considerados baixos ($< 2,0 \text{ cmol}_c/\text{dm}^3$), com tendência ao decréscimo com a profundidade, com exceção do perfil n° 6, que apresentou valor de $2,91 \text{ cmol}_c/\text{dm}^3$. Nos perfis localizados próximo ao baixo curso da bacia (n°s. 9, 10 e 11) foram detectados os menores valores de soma de bases, possivelmente em função de processos de hidromorfismo associados à característica argilosa do solo, que retém o Al^{3+} e ocasiona a perda das bases, principalmente de Ca^{2+} , tornando-os pobres em nutrientes e bastante ácidos e álicos (saturação de alumínio $> 50\%$).

Os teores de Al^{3+} foram elevados ($> 0,2 \text{ cmol}_c/\text{dm}^3$), existindo correlação positiva entre estes e os teores da fração argila ($r = 0,72$) bem como entre a capacidade de

troca catiônica (CTC) ($r = 0,92$), que também apresentou tendência de aumento com a profundidade (Fig. 30).

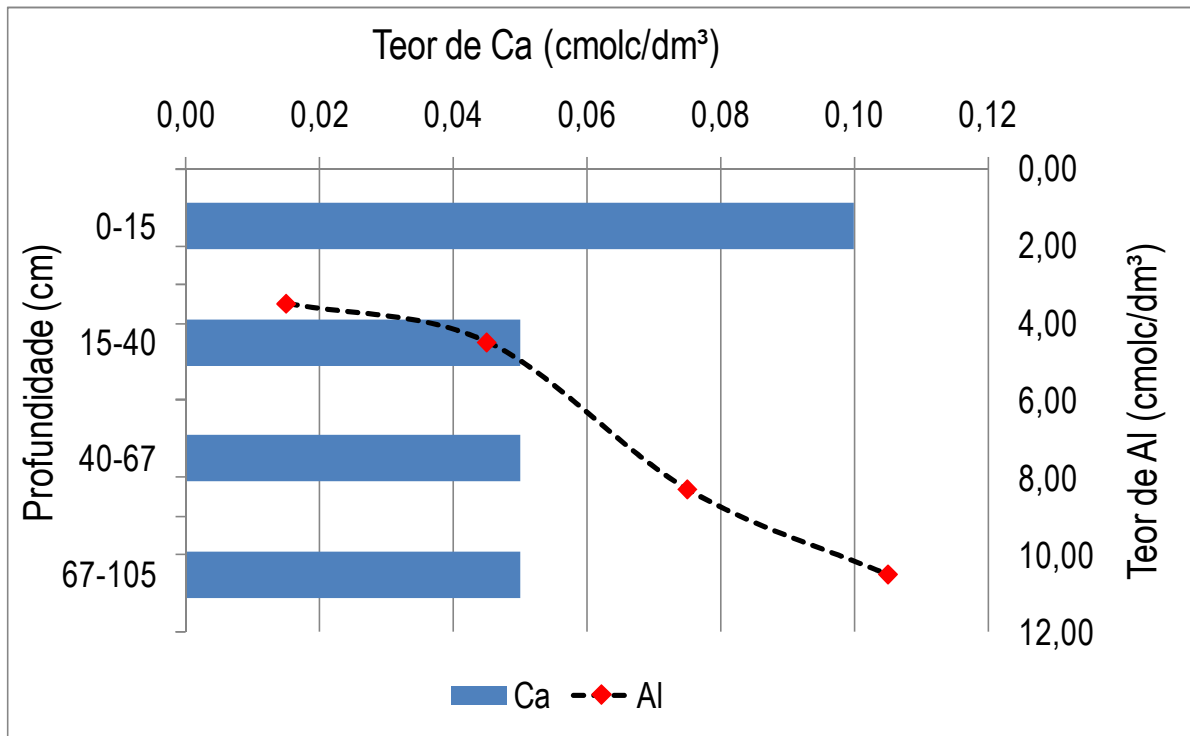
Figura 30 – Perfil nº 1, exemplo do teor de Al^{3+} em relação às classes texturais.



Situações semelhantes foram encontradas por Rodrigues *et al.* (2003), quando do levantamento e caracterização dos solos no município de Senador Guiomard/AC, o que o levou a concluir que houve uma contribuição significativa dos minerais de argila para a ocorrência de valores crescentes de CTC em profundidade, diferindo de outras classes de solos nas quais a CTC está mais relacionada ao conteúdo da matéria orgânica (REGO *et al.*, 1982; SILVA, 1989; RODRIGUES *et al.*, 1991).

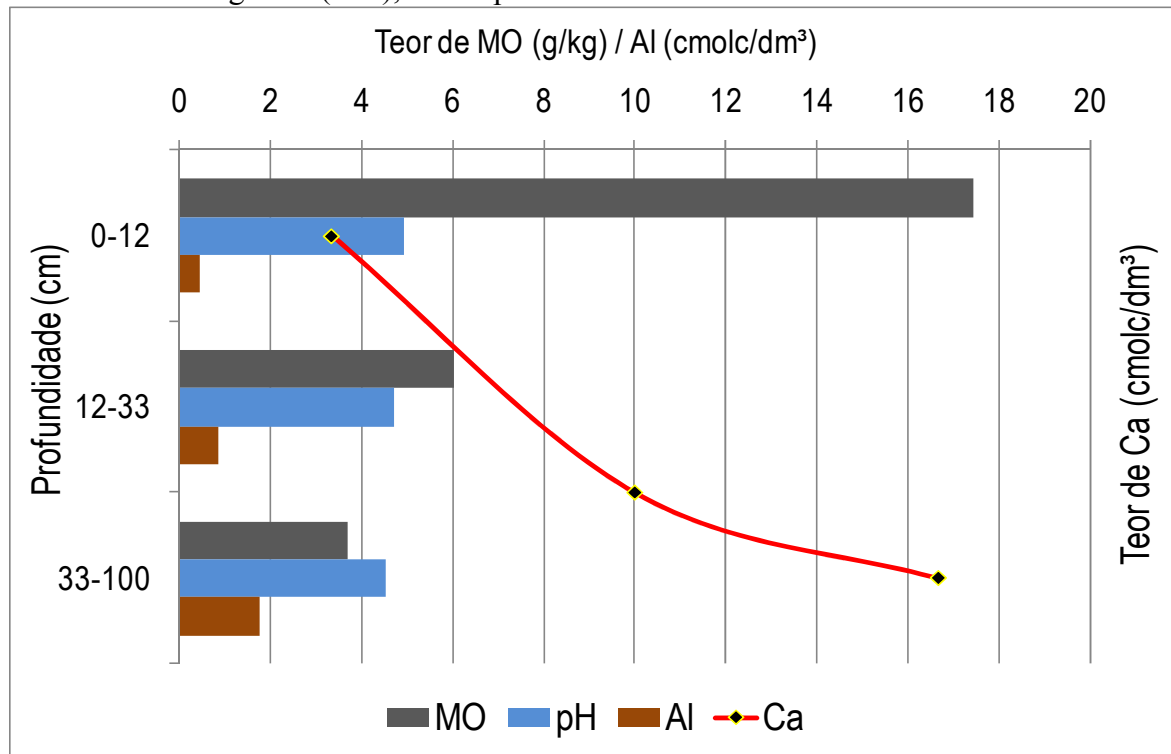
Corroborando esses dados, os maiores valores de Al^{3+} foram registrados nos perfis de solos mais argilosos, localizados em parte do médio para o baixo curso da bacia do Igarapé Judia (Fig. 31). Nesses perfis, registrou-se baixo teor de Ca^{2+} , Mg^{2+} , K^+ e pH, verificando-se a baixa mobilidade do Al^{3+} frente aos demais cátions, em razão da sua carga iônica e da alta eletronegatividade da argila. Os dados também fortalecem o papel das características mineralógicas da fração argila nestes perfis (discutida adiante), que permite a lixiviação dos cátions de menor valência em função da composição da caulinita, constituída basicamente por sílica e alumínio.

Figura 31 – Perfil n° 11, demonstrando o comportamento do Al^{3+} e Ca^{2+} em solo argiloso - baixo curso.



Valores menores de Al^{3+} foram encontrados nos perfis do alto curso (Apêndice E), embora ainda acima do limite para ser considerado “baixo”, e nos quais, possivelmente, houve uma maior ocorrência de lixiviação desse cátion, provavelmente em razão das características do material de origem do solo. Da mesma maneira, houve acréscimo nos valores de Ca^{2+} , possivelmente associados aos teores de matéria orgânica e aos valores mais elevados de pH, notadamente nos horizontes superficiais (Fig. 32).

Figura 32 – Perfil n° 1, exemplificando o Comportamento do teor de Ca^{2+} , Matéria Orgânica (MO), Al^{3+} e pH em solo franco-arenoso – alto curso.



Os teores de Al^{3+} desses solos (Apêndice E), originados a partir de material intemperizado de natureza argilo-arenosa da Formação Solimões, são semelhantes aos encontrados nos solos anteriormente estudados na região, mas com valores superiores aos encontrados em solos desenvolvidos a partir de material da Formação Barreiras (RODRIGUES *et al.*, 1974; BRASIL, 1976a; BRASIL, 1976b; BRASIL, 1977; BRASIL, 1978; RODRIGUES *et al.*, 2002).

Quanto aos valores de Ca^{2+} , estes foram considerados baixos ($< 1,5$ $\text{cmol}_c/\text{dm}^3$), conforme os limites estabelecidos pelo Laboratório de Fertilidade de Solos da UFAC (Tab. 11 e Apêndice E). As ocorrências de teores maiores foram proporcionadas pela matéria orgânica, notadamente nas camadas superficiais dos solos, com exceção do solo do perfil 3 (Cambissolo Háplico Tb Eutrófico típico), que apresentou correlação forte e positiva do Ca^{2+} com os teores de argila ($r = 0,99$) e negativa com a matéria orgânica ($r = -0,67$).

Tabela 11 – Limites de classes estabelecidos para as variáveis químicas de solo no Acre

Variáveis	Baixo	Médio	Alto
Ca ²⁺ (cmol _c /dm ³)	0 – 1,5	1,6 – 4,5	> 4,5
Mg ²⁺ (cmol _c /dm ³)	0 – 0,5	0,6 – 1,5	> 1,5
Al ³⁺ (cmol _c /dm ³)	0 – 0,2	-	> 0,2
C. Orgânico (g/kg)	< 8,0	8,0 – 14,0	> 14,0
M. Orgânica (g/kg)	< 16,2	16,2 – 27,0	> 27,0
K ⁺ (mg/dm ³)	0 – 45,0	46 – 90,0	> 90,0
P (mg/dm ³)	0 – 10,0	11,0 – 30,0	> 30,0

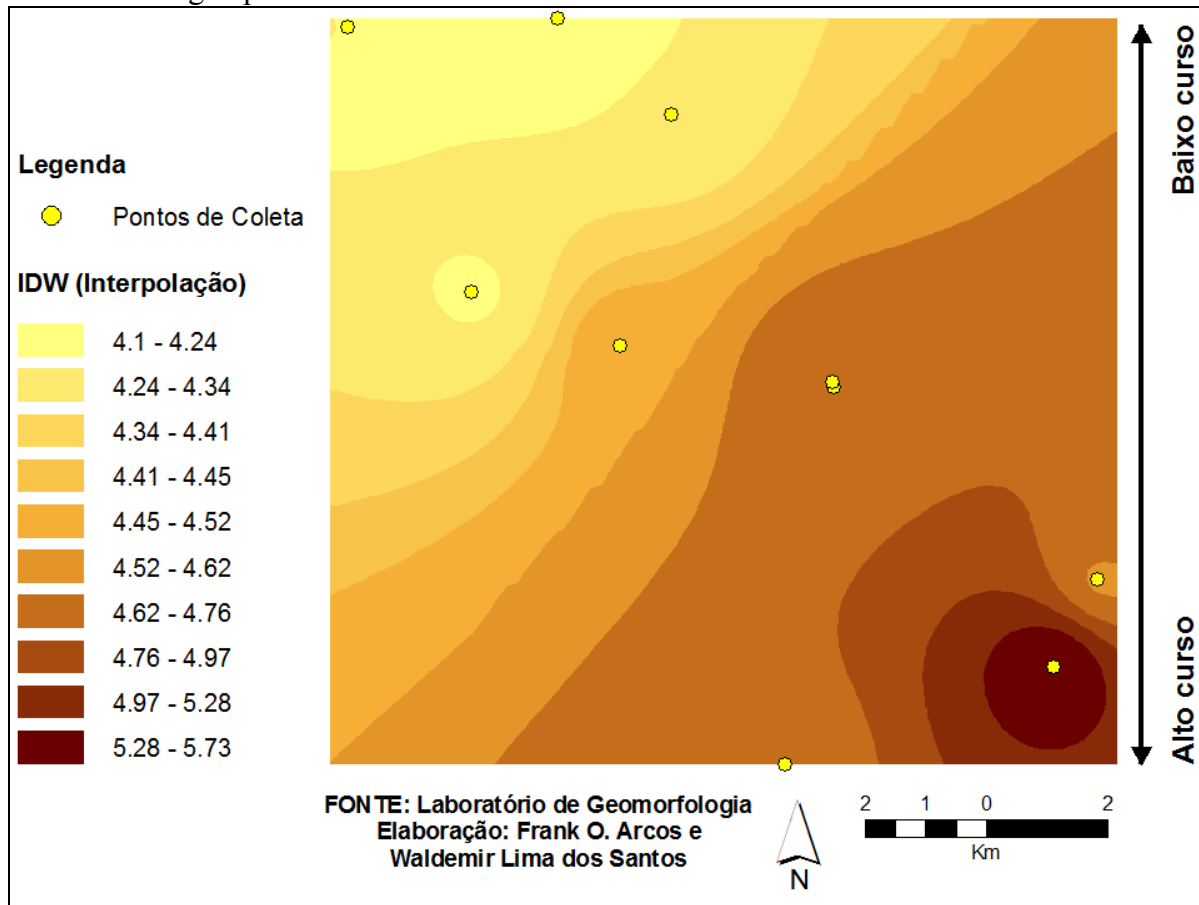
Fonte: Laboratório de Fertilidade do Solo da Universidade Federal do Acre.

A matéria orgânica, embora com baixos teores (Tab. 11 e Apêndice E), à exceção dos perfis 1 e 3, pode ter sido responsável pela retenção de Ca²⁺ nos solos da bacia (variando de 0,00 a 1,4 cmol_c/dm³), principalmente nos horizontes superficiais que, em geral, apresentam comportamento inversamente proporcional ao aumento da argila em profundidade. Conforme Alleoni *et al.* (2009) elevados teores de matéria orgânica proporcionam valores mais altos de carga elétrica negativa no horizonte superficial, atraindo os cátions que são responsáveis pela fertilidade, e diminuindo em horizontes subsuperficiais.

As reações de adsorção ocorrem normalmente na fração argila. No entanto, além da caulinita, que é o argilomineral predominante, os óxidos de Fe, Al e Mn e os grupos funcionais ácidos da matéria orgânica são considerados de fundamental importância para a ocorrência desses processos, tanto em superfície, como em subsuperfície. Esses últimos podem representar, em solos de regiões tropicais úmidas, cerca de 80% da CTC de horizontes superficiais (OADES *et al.*, 1989 *apud* ALLEONI *et al.*, 2009).

Diante disso, a bacia em estudo apresentou gradientes bem definidos em relação às variáveis discutidas. Do alto para o baixo curso, os solos são acrescidos em características de acidez, com a diminuição do pH, conforme pode ser melhor observado na figura 33.

Figura 33 – Comportamento dos valores médios de pH dos solos ao longo da bacia do Igarapé Judia.



A maior contribuição para as características de acidez nos solos do Acre residem nos altos valores de Al^{3+} que tendem a reduzir os valores de pH pelo processo de hidrólise. No entanto, segundo Wadt (2002), tão somente os valores de Al^{3+} em solos do Acre não devem ser utilizados como índice de acidez, considerando-se haver um balanço positivo quando comparado com os valores de Ca^{2+} , que por sua vez, tendem a apresentar-se com valores também elevados, o que resulta, dessa forma, na desnecessária correção do solo para uso na agricultura.

Portanto, nos solos ora pesquisados, os valores de Ca^{2+} foram considerados baixos, enquanto o Al^{3+} apresentou-se elevado, e com baixos valores de pH, assemelhando-se ao comportamento da maioria dos solos amazônicos, em decorrência da condição de acidez proporcionada pelo Al^{3+} , associado às características cauliniticas dos solos que não permitem a presença das principais bases (Ca, Mg e K), mais adiante discutida.

Nas figuras 34 e 35, observou-se o comportamento da concentração de Al^{3+} e Ca^{2+} nos solos pesquisados ao longo da bacia, com a definição de um gradiente de

concentração do alto para o baixo curso no caso do primeiro, e situação inversa no caso do segundo elemento.

Figura 34 – Comportamento dos valores médios de Al^{3+} dos solos ao longo da bacia do Igarapé Judia.

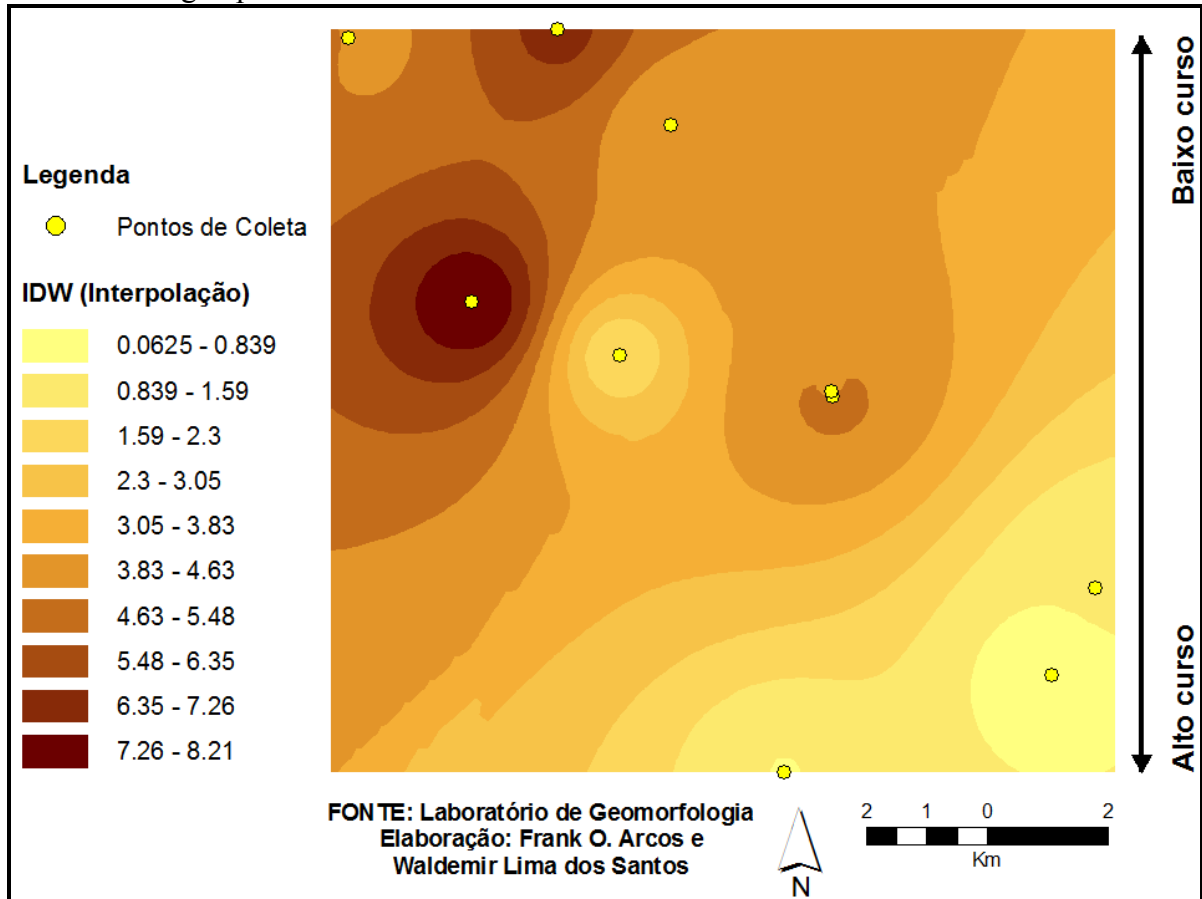
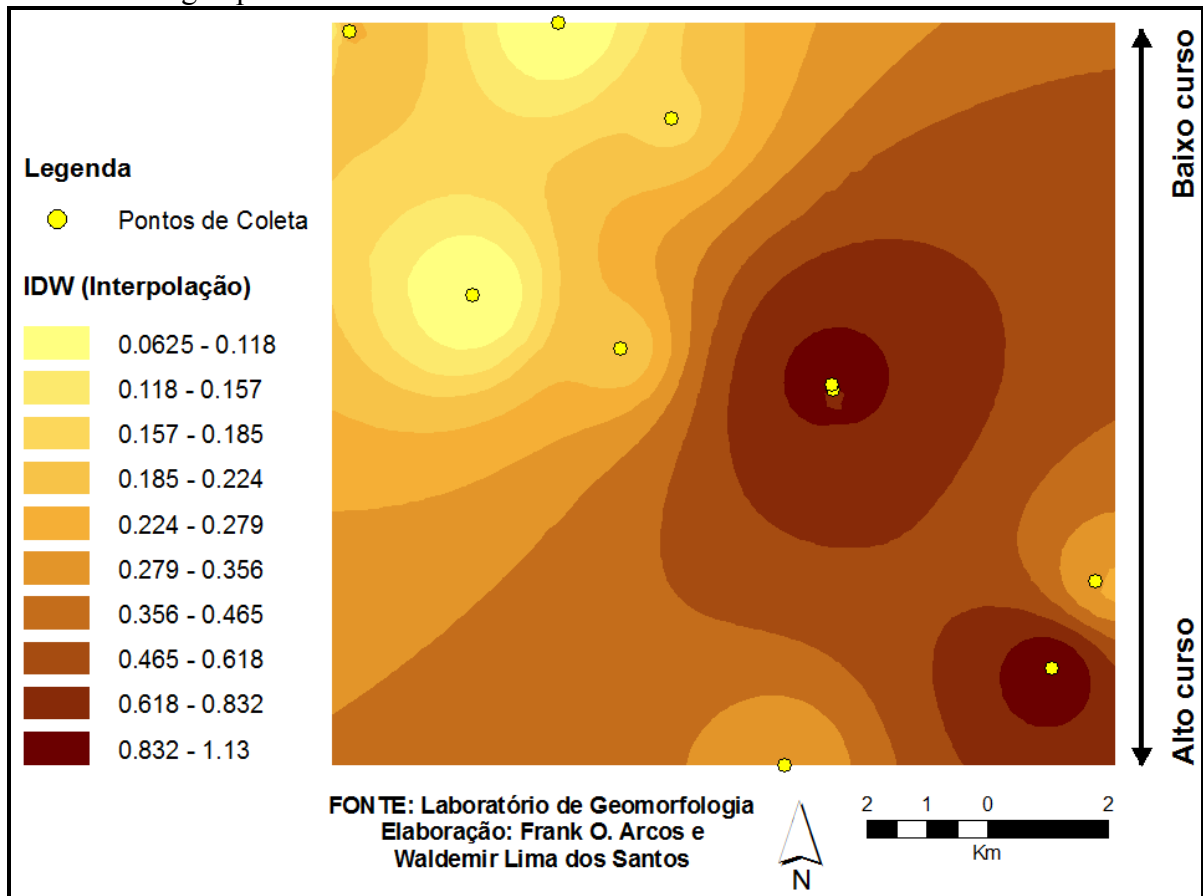


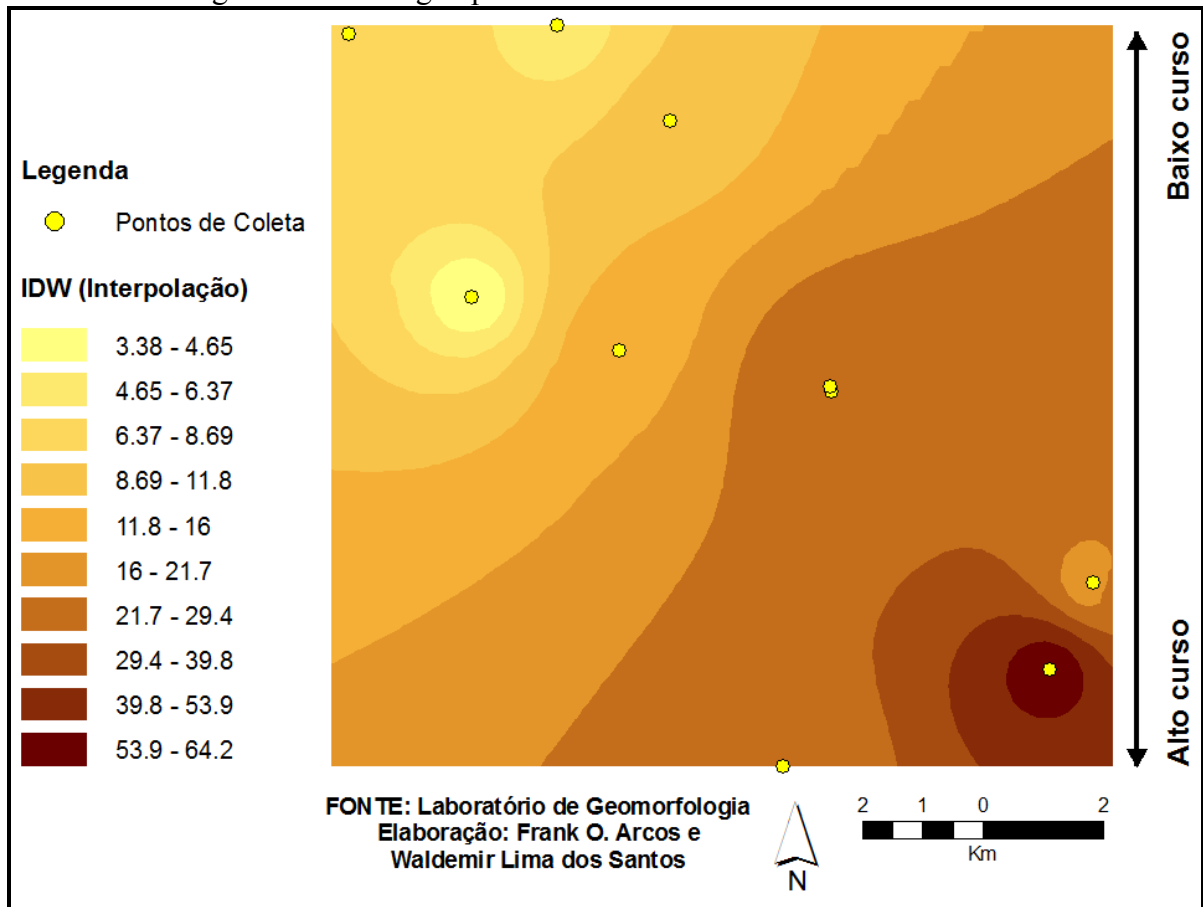
Figura 35 – Comportamento dos valores médios de Ca^{2+} dos solos ao longo da bacia do Igarapé Judia.



A análise das figuras acima permite identificar o aumento da capacidade de troca catiônica (CTC) e a alteração das características granulométricas, com predomínio de solos mais argilosos, o que pode ter contribuído para os altos valores de Al^{3+} , do alto para o baixo curso da bacia. Os teores de matéria orgânica mantiveram-se constantes, com gradientes bem definidos entre os perfis, e valores elevados na superfície decrescendo em subsuperfície.

Os solos em geral apresentaram, de acordo com a figura 36, baixa fertilidade natural constatada pelos baixos valores da saturação por base ($V < 50\%$), variando de hiperdistrófico a mesodistrófico (EMBRAPA, 2006), com predomínio de minerais de argila de baixa atividade. Isto foi observado na maioria dos perfis analisados, cuja classificação textural, forma de relevo e o tipo de manejo da terra os colocam em áreas de risco erosivo, ou seja, submetidos à erosão, processo este possivelmente responsável pela escassez de nutrientes e dificuldades para a utilização para a prática da agricultura.

Figura 36 – Comportamento dos valores médios de saturação de bases (V%) dos solos ao longo da bacia do Igarapé Judia.



Dessa forma, o nível de fertilidade natural dos solos é baixo, com sérios problemas nutricionais e de alta toxicidade por alumínio extraível ($> 0,2 \text{ cmol/dm}^3$), fatores que limitam o uso dos Latossolos e Argissolos, enquanto que, nos Plintossolos e Neossolos/Gleissolos, além da baixa fertilidade natural e alto nível de toxicidade do alumínio, ocorre ainda uma drenagem deficiente.

Para a utilização desses solos, há necessidade da correção de suas deficiências nutricionais, com a elevação do nível de fertilidade. Além disso, devem ser empregadas práticas de manejo da terra que remova o solo o mínimo possível, a fim de evitar o adensamento ou a compactação da camada superficial, que favorecida pela diferença de textura entre esta e a subsuperficial, poderá acarretar o deslocamento das camadas superficiais que são mais arenosas e, conseqüentemente, perdendo-se a matéria orgânica e os nutrientes essenciais (LOPES *et al.*, 1999; RODRIGUES *et al.*, 2003).

O predomínio de relevo plano a suave-ondulado na bacia, favorece a utilização de implementos agrícolas mecanizados. Contudo, a mecanização deve restringir-se ao

mínimo de movimentação do solo, a fim de evitar a perda de camadas por erosão hídrica provocada pelos altos índices de precipitação pluviométrica na região.

5.3.1 Análise Difratométrica (DRX) da Fração Argila

Os dados de difratometria da fração argila dos solos vêm confirmar o grau de evolução dos mesmos e dar respostas mais embasadas sobre a composição mineralógica da área, evidenciando a composição química antes discutida. Os perfis e a composição mineralógica de acordo com a profundidade estão dispostos na tabela 12.

Tabela 12 – Composição mineralógica da fração argila, por difratometria de Raios-X, e sua distribuição nos horizontes dos solos da Bacia do Igarapé Judia.

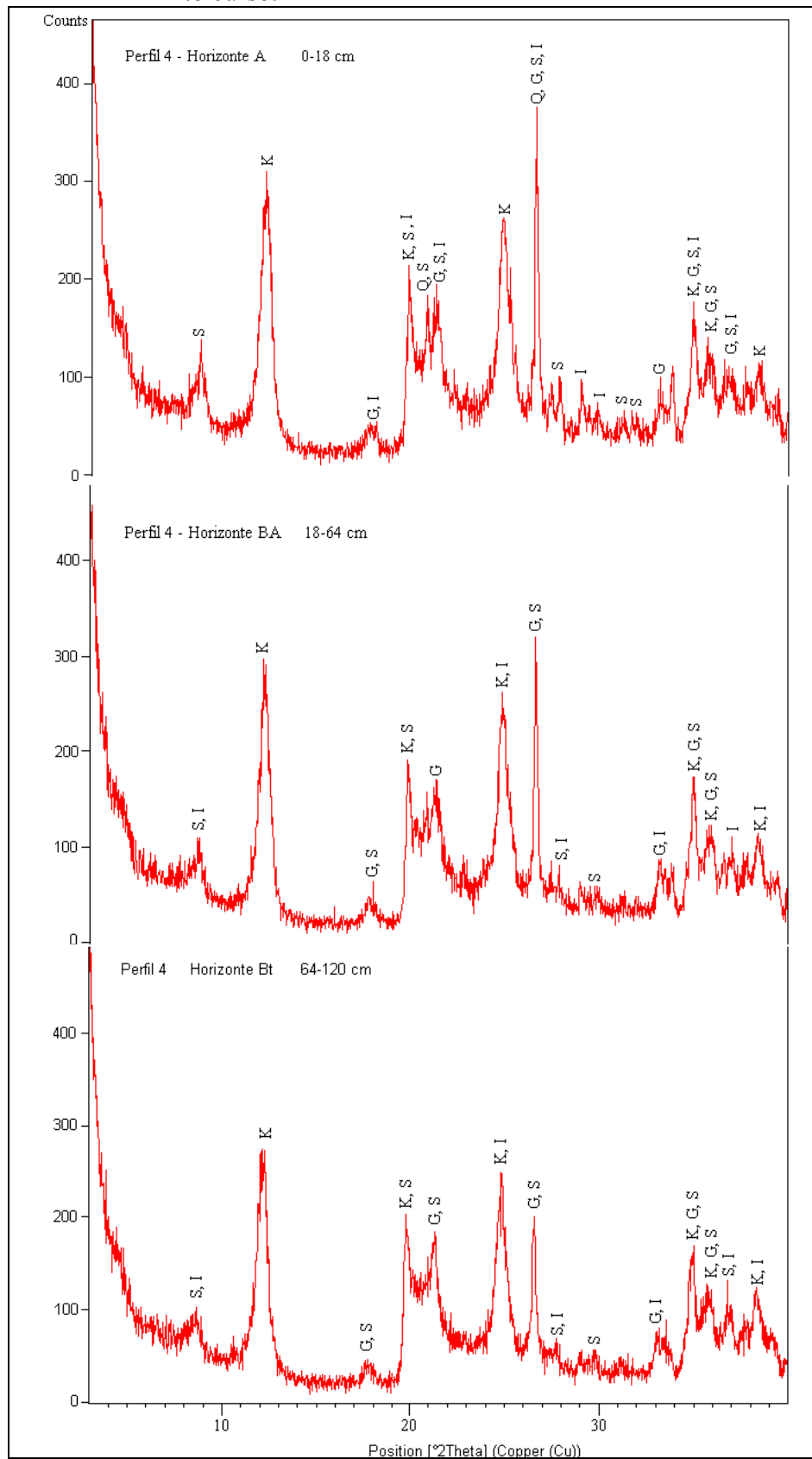
Perfil	Horiz.	Profundidade (cm)	Composição Mineralógica (Raios X - Argilas)
1	Ap	0-12	Kaolinite, Quartz, Goethita, Sericita/Ilita
	AB	12-33	Kaolinite, Quartz, Goethita, Sericita/Ilita
	Bt	33-100	Kaolinite, Goethita, Sericita/Ilita
2	A	0-10	Kaolinite, Goethita, Sericita/Ilita
	Bt	10-100	Kaolinite, Goethita, Sericita/Ilita
3	Ap	0-19	Kaolinite, Quartz, Goethita, Sericita/Ilita
	AB	19-65	Kaolinite, Goethita, Sericita/Ilita, Quartz
	Bt ₁	65-89	Kaolinite, Sericita/Ilita, Goethita; Quartz, Hematita, Sericita/Ilita*
	Bt ₂	89-110	Kaolinite, Sericita/Ilita, Goethita, Quartz
4	Ap	0-18	Kaolinite, Quartz, Goethita, Sericita/Ilita.
	BA	18-64	Kaolinite, Goethita, Sericita/Ilita.
	Bt	64-120	Kaolinite, Goethita, Sericita/Ilita.
5	Ap	0-14	Quartz, Kaolinite, Sericita/Ilita
	Bt ₁	14-49	Quartz, Sericita/Ilita, Kaolinite, Goethita
	Bt ₂	49-110	Quartz, Sericita/Ilita, Kaolinite
6	A	0-25	Quartz, Sericita/Ilita, Kaolinite
	Bt ₁	25-55	Sericita/Ilita, Quartz, Kaolinite
	Bt ₂	55-105	Sericita/Ilita, Kaolinite, Quartz
7	Ap	0-24	Kaolinite, Sericita/Ilita, Quartz
	BA	24-45	Quartz, Kaolinite, Sericita/Ilita, Goethita
	Bi ₁	45-74	Quartz, Kaolinite
	Bi ₂	74-105	Kaolinite, Sericita/Ilita
8	Ap	0-23	Quartz, Kaolinite, Sericita/Ilita
	AB	23-57	Quartz, Kaolinite, Goethita, Sericita/Ilita
	Bt ₁	57-85	Quartz, Sericita/Ilita, Goethita, Kaolinite
	Bt ₂	85-105	Quartz, Kaolinite, Sericita/Ilita
9	Ap	0-25	Quartz, Kaolinite, Sericita/Ilita
	AB	25-53	Quartz, Kaolinite, Sericita/Ilita
	Btf ₁	53-92	Quartz, Kaolinite, Sericita/Ilita
	Btf ₂	92-120	Quartz, Kaolinite, Sericita/Ilita
10	Ap	0-20	Kaolinite, Sericita/Ilita, Quartz
	Bt ₁	20-59	Quartz, Kaolinite, Sericita/Ilita, Goethita
	Bt ₂	59-105	Sericita/Ilita, Goethita, Kaolinite
11	A	0-15	Quartz, Kaolinite, Sericita/Ilita
	AB	15-40	Quartz, Sericita/Ilita, Kaolinite
	Bt ₁	40-67	Quartz, Kaolinite, Sericita/Ilita
	Bt ₂	67-105	Quartz, Kaolinite, Sericita/Ilita

* Lâmina aquecida em mufla a 500°C por 1 hora (método usado para desidratar a caolinita).

** Nos difratogramas (Anexo A), onde se lê *muscovita*, leia-se *sericita*

Os dados da tabela 12 indicam a predominância de caulinita na maioria das amostras dos solos do alto curso da bacia (setor A), seguidas, por vezes, de quartzo, goethita e ilita. Pela composição mineralógica visualizada no âmbito da bacia, detectou-se que esses solos do alto curso são constituídos de material mais antigo, altamente intemperizado com predominância de argilas do tipo 1:1, refletindo a sequência mineralógica acima citada, como foi o caso do perfil nº 4, localizado no alto curso da bacia (Fig. 37).

Figura 37 - Difratoformas de raios-X da fração argila do perfil n° 4 – Alto curso.



Nota: K = Caulinita; S = Sericitita; G = Goethita; I = Ilita, Q = Quartzo.

Nos difratogramas (Fig. 37), percebe-se certa homogeneidade quanto a composição mineralógica em todo perfil. Em todas as camadas, a ordem de composição foi de caulinita > goethita > sericita/ilita, à exceção do horizonte A que apresentou antes da goethita, picos elevados de quartzo.

A uniformidade mineralógica observada em todo o perfil nº 4, que também ocorre nos demais perfis que apresentam as mesmas condições (Anexo A), deve-se, possivelmente, aos vários ciclos de intemperismo aos quais os solos ou os seus materiais de origem foram, e continuam sendo, submetidos, o que leva à atenuação e ao desaparecimento das diferenças mineralógicas, hoje praticamente ausentes (CHAPMAN e HORN, 1968).

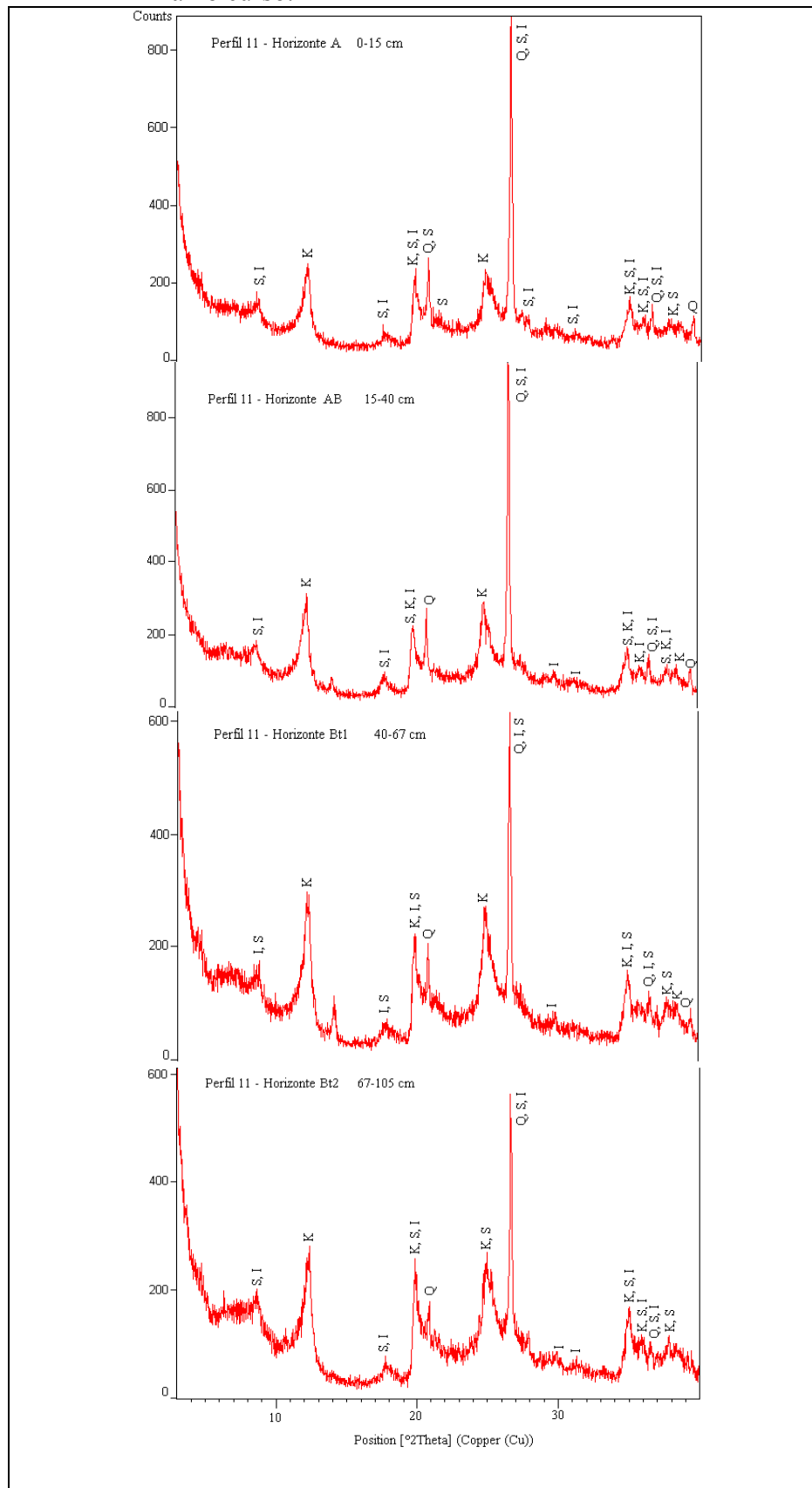
Os picos de quartzo que aparecem nos difratogramas podem apresentar duas razões. Primeiro, acredita-se que a presença seja em função de imperfeições ou tratos alterados praticados no ato da separação das frações granulométricas em laboratório. Em segundo lugar, de acordo com Hardy (1993), que pesquisou a influência da pedogênese e morfogênese sobre a distribuição dos minerais de argila em solos do Vietnã, porque o quartzo pode concentrar-se residualmente na fração argila, via intemperismo, por meio da quebra de cristais da fração silte fino, por exemplo.

Essas condições também foram observadas por Nascimento (2007), quando pesquisou a distribuição mineralógica em cinco perfis de solos da região de Piracicaba/SP, onde encontrou picos de quartzo na fração argila, bem como indiferenças mineralógicas em alguns perfis, atribuindo tal condição ao elevado grau de intemperismo daqueles solos.

Solos cauliniticos geralmente têm baixa reserva em nutrientes, o que encontra-se registrado na composição ideal da caulinita ($Al_2Si_2O_5(OH)_4$), cuja configuração estrutural não admite a presença de cátions maiores, como K, Ca e Mg. Em comparação às sericitas/ilitas, que também apresentaram picos nos solos pesquisados, a caulinita tende a conferir maior estabilidade física (menor plasticidade e capacidade de retenção de água) e menor erodibilidade ao solo, pelo fato de não apresentar capacidade de expansão e de contração com a variação do grau de umidade no solo (KÄMPF e CURI, 2003).

Por outro lado, na maioria das amostras que constituem os solos do médio (setor B) e baixo cursos da bacia (setor C), observa-se maiores picos de quartzo, apresentando, em geral, a sequência quartzo > caulinita > sericita/ilita, conforme pôde ser constatado no perfil nº 11 (Fig. 38).

Figura 38 - Difratomogramas de raios-X da fração argila do perfil n° 11 – Baixo curso.



Nota: K = Caulinita; S = Serpentina; G = Goethita; I = Ilita, Q = Quartzo.

Embora com maior presença na fração argila nesses locais, considerou-se que esses minerais de quartzo e sericita/ilita podem estar associados ao material de origem ou, possivelmente, originado de atividades aluvionares recentes. A presença de material mais antigo nesses perfis (Tabela 12 e difratogramas), com destaque para o médio curso (setor B) e, mais especificamente, para o baixo curso da bacia (setor C), em especial a caulinita, sugere elevado intemperismo, condicionado pelas características ambientais locais. Apresentam ainda, no entanto, resíduos desses minerais fontes (sericita/ilita), conforme também foi apontado por Melo *et al.* (2001).

Nessas áreas de médio e baixo curso, cuja característica geral é de domínio de vertentes com moderada a baixa declividade e condições de alta pluviosidade e temperatura, há intensa lixiviação de nutrientes e de sílica. O que resta são resíduos pouco solúveis, composto por material muito intemperizado, com baixa capacidade de reter cátions e, por isso, muito pobres em nutrientes e bastante susceptível a perda por processos erosivos (ALLEONI *et al.*, 2009).

O processo mais importante de intemperização é a intensa perda de sílica ou dessilicação, com resultante acúmulo de óxidos insolúveis, como os de Fe; daí a ocorrência da goethita e da caulinita na composição mineralógica da argila em alguns perfis analisados. Segundo Alleoni *et al.* (2009), a frente de intemperismo move-se rápida e uniformemente ao longo do perfil do solo e os processos não são acompanhados por translocação de argila, o que daria origem a um horizonte B textural, como foi o caso em alguns perfis em estudo.

O processo de dessilicação dominante nas regiões de clima quente e úmido favorece a formação e a estabilidade da caulinita (monossilização) nos solos. Por essa razão, a caulinita de fração $< 2 \mu\text{m}$ é o argilomineral mais abundante e comum nos solos brasileiros, ocorrendo praticamente em todas as classes de solos, com abundância nos Latossolos, Nitossolos, Argissolos, Plintossolos e Cambissolos (MONIZ e JACKSON, 1967; DEMATTÊ e HOLOWAYCHUCK, 1977; KÄMPF e KLAMT, 1978; KER, 1995; LIMA, 2001; KÄMPF e CURI, 2003).

Da mesma forma, Melo e Alleoni (2009) afirmam que nos solos desenvolvidos sob condições tropicais úmidas, a caulinita é, normalmente, o principal mineral da fração argila. A formação desse mineral é favorecida por condições de intenso intemperismo químico e lixiviação dos produtos da dissolução dos minerais, principalmente, cátions de caráter básico (Ca^{2+} , Mg^{2+} , K^+ e Na^+) e sílica. Indica, ainda, que o processo de dessilicação (perda de Si) também determina o intemperismo e transformação de minerais secundários

mais ricos em Si (2:1), como aqueles do grupo das esmectitas, em minerais 1:1 (grupo a que pertence a caulinita).

Como exemplo da abundância de caulinita nos solos desenvolvidos sob condições tropicais úmidas, pode-se referenciar a pesquisa realizada por Melo *et al.* (2001), em Latossolos e Argissolos originados dos sedimentos do Grupo Barreiras, no Espírito Santo.

Pesquisa nos solos da Amazônia realizadas por Kitagawa e Möller (1979), revelaram que a fração argila de alguns solos que ocorrem no estado do Acre é constituída predominantemente por caulinita, tendo como minerais acessórios ou traços goethita, hematita, quartzo e gibbsita nos Latossolos Amarelos, além de presença de mica. Esses autores também encontraram caulinita como mineral dominante na fração argila dos Podzólicos (hoje classificados como Argissolos) do Acre, associada a pequenas proporções de hematita, goethita, feldspato, quartzo e mica, sem a presença de gibbsita, fato que corrobora os resultados aqui apresentados e discutidos.

Da mesma forma, Silva (1999) encontrou a caulinita como mineral dominante em praticamente todas as amostras de solos pesquisadas no Acre, principalmente nos solos mais evoluídos pedogeneticamente, como os Latossolos e os Argissolos. Este autor constatou ainda a presença de goethita e de minerais como a vermiculita e ilita, como já observado em outros trabalhos realizados em solos do Acre (KITAGAWA e MÖLLER, 1979; GAMA *et al.*, 1992; MARTINS, 1993).

Também Ribeiro Neto (2001) encontrou predominância de caulinita, com presença de quartzo, ilita e traços de esmectita nos solos pesquisados no município de Sena Madureira, no Acre. Cabe ressaltar que ele não encontrou gibbsita na composição da fração argila do solo, demonstrando concordância com resultados obtidos por outros pesquisadores em solos da Amazônia e do Acre (DEMATTE e DEMATTE, 1993; SILVA, 1999). Ainda segundo Ribeiro Neto (2001) a ausência de gibbsita denuncia uma intemperização incompleta, fato reforçado pela presença da ilita dentre os constituintes do solo, o que também foi constatado nas amostras desta pesquisa.

A maior proporção de caulinita na camada superficial do solo foi observada em solos da floresta Amazônica no Brasil por Lucas *et al.* (1993) e Cornu *et al.*, (1998). Estes autores mostraram que a floresta recicla quantidade significativa de elementos, particularmente Si, mantendo equilíbrio dinâmico e promovendo a estabilidade da caulinita nos horizontes superficiais, como foi o caso observado nesta pesquisa.

Coelho *et al.* (2010) ao estudarem os solos próximos a região de Rio Branco/AC, identificaram uma possível influência do mecanismo de ferrólise na destruição das argilas 2:1 e acidez do solo (BRINKMAN, 1970). Identificaram valor de K_i de 2,03, bem como baixos valores da soma de bases, indicando dominância de mineralogia silicatada 1:1, condizente com a atuação do mecanismo de ferrólise.

Rodrigues *et al.* (2001) encontraram valores de K_i de 1,49 na subsuperfície em Latossolos, e de 1,59 em Argissolos na região de Senador Guiomard/AC, área de abrangência da bacia em estudo, indicando alto grau de intemperismo.

Mesmo com a possibilidade de intemperismo e transformação da ilita, o principal processo de formação de caulinita na fração argila dos solos no Brasil é por dissolução de minerais primários e precipitação do Si e Al a partir da solução do solo (MELO e ALLEONI, 2009). A ocorrência da caulinita na fração areia de alguns solos, principalmente aqueles originados de rochas ricas em mica/ilita, é atribuída à transformação direta destes minerais em flocos de caulinita. Pinto *et al.* (1972) verificaram a ocorrência de caulinita pseudomorfa de mica na fração areia de solos de Viçosa, Zona da Mata Mineira, originados de gnaíse rico em biotita. Os flocos de mica, com morfologia típica do mineral, apresentaram reflexões de caulinita apenas por DRX.

A acidez dos solos estudados, e os graus relativamente elevados de intemperismo podem ser evidenciados pelos baixos valores da soma de bases, bem como pelo fato de apresentarem mineralogia predominantemente caulínica, justificando as condições químicas e físicas discutidas anteriormente (CALDERANO *et al.*, 2010).

Com a identificação da mineralogia da fração argila por DRX, avaliou-se os processos de alteração, observando-se as alterações e feições texturais, associando-as com o material de origem e com os processos de alteração predominantemente de intemperismo químico, o que possibilitou estabelecer a ordem de destruição dos minerais primários. A evolução dos processos de alteração ao longo dos perfis mostrou-se diretamente vinculada à textura, composição química e mineralógica dos materiais originais, refletindo-se nas características e composição mineralógica dos horizontes que compõem cada perfil pesquisado.

5.3.2. Susceptibilidade e potencialidade à erosão laminar na área de estudo

No intuito de (re) orientar a ocupação e os tipos de atividades a serem desenvolvidas no âmbito da bacia, foi realizada a análise da potencialidade e susceptibilidade à erosão laminar, demonstrando-se claramente as áreas que possuem maior ou menor tendência a apresentarem perda de solo por erosão.

Para tal, a associação entre as classes de declividade e erodibilidade dos solos, possibilitou averiguar a susceptibilidade da bacia à erosão laminar.

a) Declividade

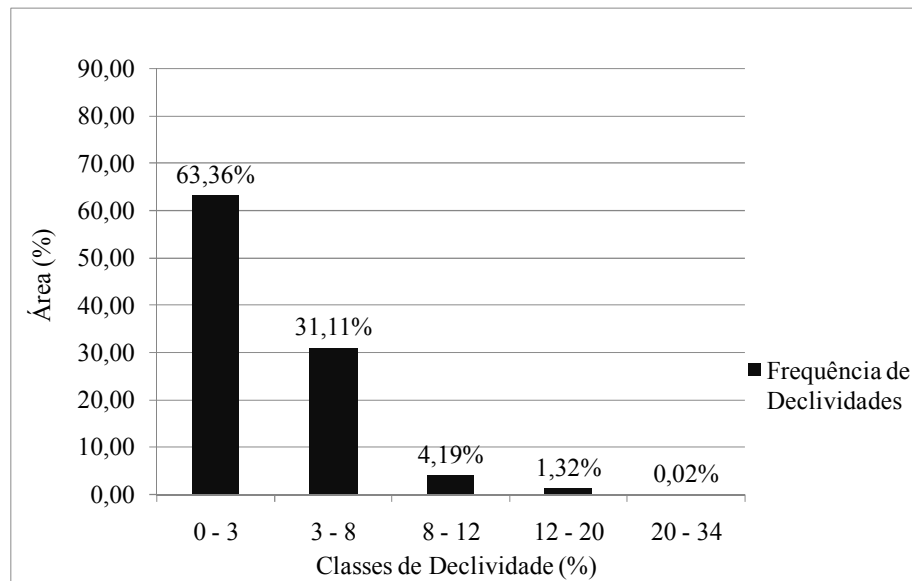
Por se tratar de área pouco heterogênea em termos de declividade, a mesma foi dividida em 5 (cinco) classes. Na tabela 13, apresenta-se o total de áreas por classe de declividade para a área de estudo.

Tabela 13 – Classes de declividade e total de área correspondente

Classes de declividade (%)	Relevo	Área (ha)	Área (%)
0 – 3	Plano	7794	63,36
3 – 8	Suave ondulado	3827	31,11
8 – 12	Moderadamente ondulado	515	4,19
12 – 20	Ondulado	162	1,32
20 – 34	Forte ondulado	3,0	0,02

Como pode ser verificado pela tabela 13, grande parte da bacia está situada em área de relevo plano, com declividades de 0 a 3%, totalizando 63,36% da área. Assumindo a classe de relevo suave-ondulado, com declividades de 3 a 8% abrangendo 31,11% da área, as duas classes totalizam 94,47% da bacia, indicando que não há grandes disparidades em relação à morfologia local (Fig. 39).

Figura 39 – Frequência de declividade, por percentual de área



Essas características da bacia se concentram, principalmente, no médio e baixo curso, conferindo paisagens diferentes quando comparadas com o alto curso, onde se concentra a pequena área constituída de relevo ondulado (1,32%) a forte ondulado (0,02%), bordejando as margens dos canais fluviais (Fig. 25).

b) Erodibilidade dos Solos

As características dos solos contituem elementos necessários para a identificação da susceptibilidade erosiva da área. Conforme as informações sobre a erodibilidade dos solos dispostos na tabela 4, aos solos da bacia foram atribuídos os graus de erodibilidade de acordo com a ocorrência dos mesmos.

c) Definição dos critérios para as classes de erodibilidade

Após o cruzamento das informações de declividade com o de solos (em formato *raster*), obteve-se a matriz de critérios referentes às classes de susceptibilidade à erosão laminar para a bacia, conforme tabela 14.

Tabela 14 – Matriz de critérios para a definição das classes de susceptibilidade

Graus de erodibilidade	Declividades (%)				
	0 - 3	3 - 8	8 - 12	12 - 20	20 - 34
I – Muito Fraco	V	V	IV	IV	IV
II – Fraco	IV	IV	III	III	III
III – Médio	IV	III	III	III	II
IV – Forte	-	III	III	II	I
V – Muito Forte	-	III	II	I	I

Constituídas as classes de declividades e erodibilidade dos solos em um número de 5 (cinco) cada, a partir do cruzamento das informações, obteve-se também 5 (cinco) classes de susceptibilidade à erosão na bacia. Em ordem decrescente, obteve-se: I – Extremamente susceptível; II – Muito susceptível; III – Moderadamente susceptível; IV – Pouco susceptível; V – Pouco a não susceptível. A classificação correspondente está disposta na figura 40.

I - Extremamente susceptível: Trata-se dos solos que abrangem as áreas com maiores declives, entre 12 e 34%. Nesses locais, estão localizados os Argissolos que tem ocorrência nas vertentes do alto curso da bacia e nas manchas distribuídas no baixo curso, associados à presença de Cambissolos nos terraços, e aos solos hidromórficos que estão na borda dos principais igarapés e nas áreas de aluvião do baixo curso. Essa condição de extrema susceptibilidade abrange somente 5,85% da bacia.

II - Muito susceptível: A susceptibilidade à erosão engloba os Cambissolos que se situam nas vertentes das margens dos canais principais, no médio curso da bacia, com declividades de 12 a 20%. Conjuntamente, nesses locais, ocorrem pequenas manchas de Argissolos, também incluídos como muito susceptíveis aos processos erosivos laminares. Ao todo, a bacia apresenta 8,21% de sua área classificada como muito susceptível a erosão.

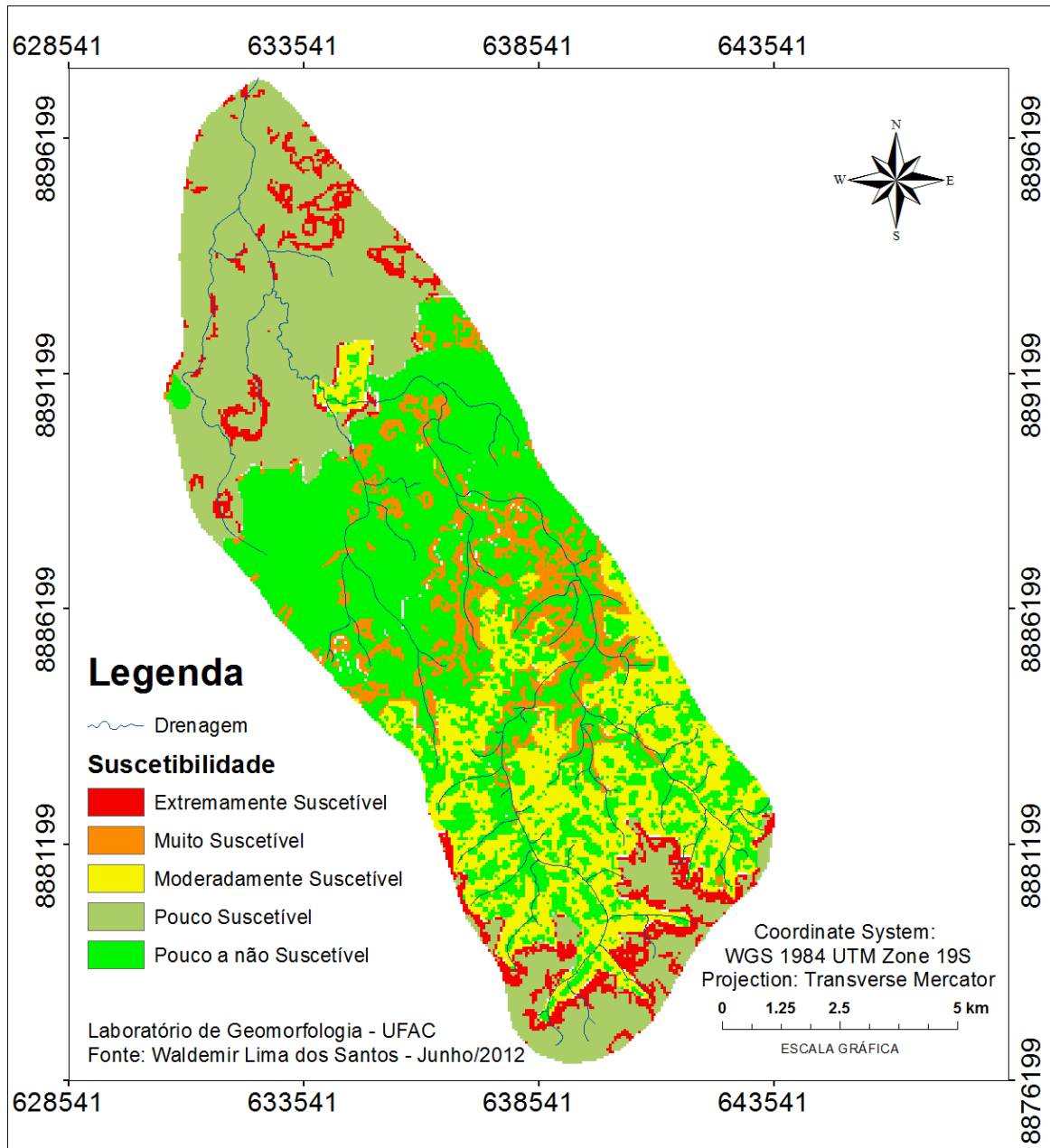
III - Moderadamente susceptível: Constituem os solos que estão nos platôs ou nos divisores de drenagem. São, em sua maioria, Argissolos, ocorrendo ainda algumas manchas de Cambissolos. Considerando-se a fragilidade desses solos frente aos processos erosivos, mesmo a baixa declividade (a partir de 3%) pode ser suficiente para acelerar o processo. Nesse caso, a associação com o tipo de uso e ocupação da terra pode ser determinante. Essa classe de susceptibilidade abrange 17,21% da área total.

IV - Pouco susceptível: Abrange os Latossolos, os Gleissolos e os Neossolos Flúvicos que se localizam no leito maior excepcional dos rios, correspondendo a 30,18% da área total da bacia. Os Latossolos estão localizados em declividades baixas (0 a 3%), em área de relevo plano. Essa condição associada às características físicas, lhes confere maior estabilidade e baixa susceptibilidade aos processos erosivos.

Os Neossolos Flúvicos e Gleissolos localizam-se no baixo curso da bacia e abrangem parte dos terraços que, excepcionalmente, recebem sedimentação quando do aumento do nível das águas. Essa condição associada à baixa declividade (0 – 3%) diminui o potencial erosivo e o classifica como pouco susceptível.

V - Pouco a não susceptível: A maior ocorrência dessa classe é a dos Plintossolos e, em menor ocorrência, os Cambissolos e Argissolos que estão localizados em declividades de 0 a 8%. A susceptibilidade, nesses casos, está condicionada pela baixa declividade dos locais de ocorrência desses solos em vertentes planas a suave onduladas, portanto, em relevo pouco dissecado. Grande parte da área da bacia (38,55%) foi classificada como pouco ou não susceptível aos processos erosivos laminares.

Figura 40 – Mapa de susceptibilidade à erosão laminar na bacia do Igarapé Judia



Associando-se os dados de susceptibilidade com a base de dados de uso e ocupação da terra, elaborou-se as classes de potencial erosivo da bacia.

Para tanto, o grau de ação erosiva que cada uso e ocupação da terra exerce foi adaptado para a situação da bacia, conforme Xavier *et al.* (2010), sendo substituídas e inseridas novas classes, de acordo com a especificidade local, como visto na tabela 15.

Tabela 15 – Classes de uso e ocupação e graus de ação erosiva da bacia do Igarapé Judia

Grau de ação erosiva	Uso e ocupação
I – Muito forte	Pastagem / Solo exposto
II – Forte	Propriedades rurais/agricultura
III – Médio	Área urbana
IV – Fraco	Floresta tropical
V – Muito fraco	Cursos d'água

Salomão *apud* Xavier *et al.* (2010) utilizou como critério para definição dos graus de ação erosiva para as classes de uso e ocupação, o porte da cobertura vegetal e a intensidade da ação antrópica no manejo da terra. Considerou que o porte da cobertura vegetal reflete indiretamente a proteção do solo quanto aos processos erosivos.

No caso em estudo, considerando-se o avanço da urbanização nos dois extremos da bacia, bem como a formação de pequenas propriedades rurais ao longo da mesma, essas classes foram incluídas e a cada uma delas foram atribuídas pesos relativos à ação erosiva.

No caso das propriedades rurais, considerou-se a pequena agricultura desenvolvida e a criação de animais que culmina com o total desmatamento das áreas, evidenciando o efeito erosivo das terras. No caso da área urbana, considerando-se a impermeabilização do solo e o escoamento concentrado nas vias fluviais, a mesma foi considerada de média ação erosiva.

Assim, após o cruzamento das informações (em formato *raster*) de susceptibilidade com o uso e ocupação da terra, gerou-se e definiu-se três classes de potencial erosivo à erosão laminar na bacia (Tab. 16).

Tabela 16 – Definição das classes de potencial erosivo laminar

Graus de susceptibilidade	Uso e ocupação da terra				
	Muito Forte	Forte	Médio	Fraco	Muito Fraco
I – Extremamente susceptível	I	I	I	II	II
II – Muito susceptível	I	I	II	III	III
III – Moderadamente susceptível	I	II	III	III	III
IV – Pouco susceptível	II	II	III	III	III
V – Pouco a não susceptível	II	II	III	III	III

Fonte: Adaptado de Xavier *et al.* (2010).

A classe I foi definida como de Alto Potencial à erosão laminar. A classe II definiu-se como de Médio Potencial e a classe III de Baixo Potencial. As informações

indicam as áreas cujo uso e ocupação associado aos tipos de solos e a declividade possuem algum potencial para o desenvolvimento de processos erosivos laminares (Fig. 41).

Áreas de Alto Potencial Erosivo (Classe I): Abrange 10,68% da bacia. São áreas próximas aos divisores de água, com maiores declividades (12 a 20%), sendo consideradas as mais críticas aquelas nos limites entre a ocorrência dos Latossolos e Argissolos. Distribuem-se, ainda, no médio curso da bacia, onde as pequenas propriedades rurais contribuem para potencializar a erosão através do desmatamento (Fig. 41).

No baixo curso, em área urbana, depósitos de sedimentos inconsolidados que fazem parte da planície de inundação do rio Acre, contribuem para aumentar o potencial erosivo das áreas consideradas de risco para os habitantes.

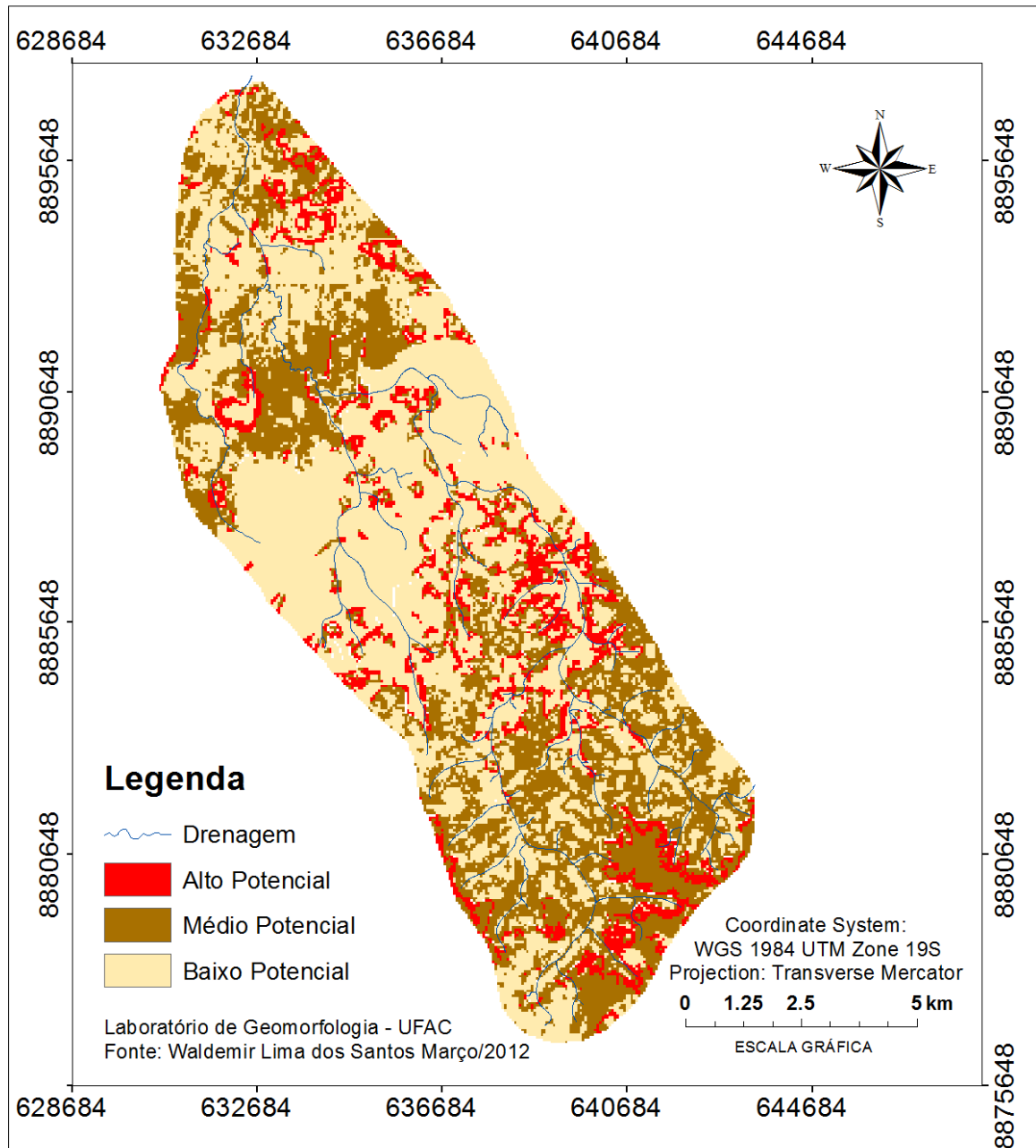
Áreas de Médio Potencial Erosivo (Classe II): Constitui 34,13% da área total. Compreende as áreas de pastagem localizadas no alto curso da bacia, em declividades de 3 a 8%, potencializadas pelo predomínio de Latossolos, Argissolos e Neossolos Flúvicos (Fig. 41).

O núcleo urbano do município de Senador Guiomard localiza-se entre médio e baixo potencial erosivo, por estar localizado em área de relevo plano (0 a 3%). A presença das áreas consideradas de médio potencial erosivo justifica-se, portanto, pelo desenvolvimento da pecuária extensiva (com abertura de floresta dando origem a pastagens) e pelas características dos solos que constituem essas áreas.

Áreas de Baixo Potencial Erosivo (Classe III): Compreende 55,20% de toda área da bacia. Distribuem-se em toda bacia, abrangendo áreas de Cambissolos, Neossolos Flúvicos e, com maior concentração no médio curso, nas áreas dos Plintossolos, ambas as áreas planas com declividades de 0 a 3%.

Nessas áreas, predomina a pastagem associada à agricultura de subsistência, desenvolvida em pequenas propriedades rurais que se concentram no meio curso do Igarapé. Compreende ainda, grande parte dos núcleos urbanos dos municípios de Rio Branco e Senador Guiomard, pois estes estão localizados em áreas de relevo plano. A justificativa para o baixo potencial erosivo, portanto, está evidenciado na forma de relevo e na característica dos solos das áreas abrangidas (Fig. 41).

Figura 41 – Potencial à erosão laminar na bacia do Igarapé Judia



5.4. ANÁLISE DA EVOLUÇÃO DO USO E OCUPAÇÃO DA TERRA

5.4.1 Análise para a totalidade da bacia

Para identificar as alterações no uso e ocupação da bacia, a abordagem consistiu na análise espaço-temporal no período de 14 (quatorze) anos (1996-2000-2004-2008-2010), projetando-se para os anos de 2014 e 2016. Inicialmente, foram discutidos os dados referentes a totalidade da bacia, apresentados no quadro 3. Em um segundo momento, são discutidos os dados para cada setor da bacia.

As classes de uso e ocupação foram identificadas como: Pastagem (Pa), Floresta (Ft), Propriedades rurais (PR) (incluindo as pequenas propriedades que se situam na porção periurbana), Área Urbana (AU), Cursos d'água naturais (CAN) (constituindo a rede de drenagem propriamente dita) e Cursos d'água artificiais (CAA), referindo-se aos que estão localizados fora da rede de drenagem principal (Quadro 3).

Quadro 3 – Quantidade de área, em hectare (ha) e percentual (%), ocupada com as classes de uso e ocupação - 1996 a 2016*.

	Abrev.	Unid.	PERÍODOS					MÉDIA	PROJEÇÕES		
			1996	2000	2004	2008	2010		2014*	2016*	
CLASSES DE USO E OCUPAÇÃO	Pa	ha	7555,0	8121,7	8196,4	7747,0	7703,6	7864,7	7845,4	7853,5	
		%	61,37	65,98	66,58	62,93	62,58	63,89	63,73	63,80	
	Ft	ha	2332,0	1588,1	1595,5	1474,9	1233,0	1644,7	1066,9	975,9	
		%	18,94	12,90	12,96	11,98	10,02	13,36	8,67	7,93	
	PR	ha	969,3	973,7	707,1	1086,9	1207,0	988,8	1136,0	1150,0	
		%	7,87	7,91	5,74	8,83	9,81	8,03	9,23	9,34	
	AU	ha	1152,7	1336,6	1639,5	1707,4	1822,8	1531,8	1959,5	2000,3	
		%	9,36	10,86	13,32	13,87	14,81	12,44	15,92	16,25	
	CAN	ha	272,7	239,9	145,3	239,6	291,6	237,8	247,2	248,1	
		%	2,22	1,95	1,18	1,95	2,37	1,93	2,01	2,02	
	CAA	ha	28,3	50,0	26,2	54,2	52,0	42,1	55,0	56,3	
		%	0,23	0,41	0,31	0,44	0,45	0,37	0,45	0,46	
	TOTAL	ha	12.310								
		%	100								

Nota: Pa = pastagem; Ft = floresta; PR = propriedade rural; AU = área urbana; CAN = corpos d'água naturais; CAA = corpos d'água artificiais.

* Projeção estatística via modelagem de Monte Carlo.

A análise dos dados do quadro 3 permitiu constatar que grande parte da área da bacia do igarapé Judia é constituída por Pa, apresentando valor médio de 63,89%. Ao longo dos anos, notadamente entre 1996 a 2004, houve um crescimento linear desse tipo de uso,

decaindo em leves taxas a partir do ano de 2008 a 2010, permanecendo quase estável, aproximando-se da média com 62,58%.

Ao contrário, as áreas de Ft apresentaram brusca diminuição nesse período. Em 1996, representava 18,94% da bacia, decrescendo bruscamente no ano 2000 para 12,90%, resultado do desmatamento da bacia para a formação de Pa, principalmente, conforme demonstraram os dados. Do ano 2000 a 2004 os índices de Ft permaneceram praticamente estáveis, sem grandes oscilações, voltando a cair de 2004 a 2010 na ordem de 2,94%, chegando ao valor de 10,02% no ano de 2010 (Quadro 3).

Analisando-se todo o período (Quadro 3), a porção da bacia ocupada por Ft é, em média, de 13,36%, valor este bastante inferior ao obtido no ano de 1996.

Aplicando-se o índice de correlação de Pearson (r), conforme a tabela 17, constatou-se que os dados de Ft e Pa obtiveram $r = -0,34$, sugerindo-se que houve uma correlação fraca e negativa entre essas classes de uso e ocupação, embora tenha sido observada a diminuição das áreas de Ft paralela ao aumento das áreas de Pa.

Tabela 17 – Correlações de Pearson (r) para a totalidade da bacia - 1996-2010

Variáveis	Pa	Ft	PR	AU	CAN	CAA
Pa	1,00					
Ft	-0,34	1,00				
PR	-0,67	-0,35	1,00			
AU	0,11	-0,88	0,29	1,00		
CAN	-0,79	0,06	0,89	-0,12	1,00	
CAA	-0,13	-0,68	0,79	0,46	0,51	1,00

As áreas classificadas como PR apresentaram oscilação durante o período analisado (Quadro 3). Em 1996 o total ocupado era de 7,87%, crescendo para 7,91% no ano 2000. No entanto, em 2004 esse valor diminuiu para 5,74%, representando queda de 2,13% no total de área ocupada. O maior valor registrado durante o período de análise foi no ano de 2010 (9,81%) que, em relação ao ano de 2004, apresentou um acréscimo na ocupação dessas áreas na ordem de 4,07%.

A explicação para essa oscilação está no avanço das áreas de Pa, que constituem as grandes fazendas de criação bovina no âmbito da bacia e que aglutinam as pequenas PR's ocasionando êxodo rural. Juntas, essas variáveis apresentaram correlação forte e negativa ($r = -0,67$), demonstrando a proporcionalidade inversa entre as mesmas. Outra possível justificativa é o fato dessas áreas estarem localizadas na “fronteira” com a AU, na

porção periurbana, sendo inseridas como AU na medida em que aumentou a porção ocupada por esta.

A porção de AU na bacia é extensa e se apresenta nos dois extremos. No alto curso, está situado o núcleo urbano do município de Senador Guiomard/AC e, no baixo curso, está situada parte do núcleo urbano do município de Rio Branco/AC. Diante disso, essa classe apresentou aumento considerável durante o período analisado (5,42%), saindo de 9,36% em 1996 para 14,81% em 2010, com média de 12,44% entre todos os períodos observados (Quadro 3).

Ressalta-se, porém, que o aumento expressivo e linear nos dados de AU (Quadro 3) pode estar relacionado ao crescimento da PR, com esta apresentando correlação forte e positiva ($r = 0,89$). Conforme explicado anteriormente, algumas propriedades estão no limite de separação entre as duas classes (PR e AU), dificultando, na maioria das vezes, a classificação das mesmas, considerando-se a escala cartográfica das imagens utilizadas.

Com relação à substituição das áreas de Ft, essas apresentaram correlação forte e negativa com as AU's com $r = -0,88$ (Tab. 17), demonstrando que o ritmo de crescimento destas é seguida, concomitantemente, com a diminuição das áreas ocupadas por Ft.

De acordo com o quadro 3, os CAN's apresentaram oscilação quanto a área ocupada. Em geral, os dados comportaram-se de forma inversamente proporcional aos de Pa, com correlação forte e negativa ($r = -0,79$), deixando claro que houve um impacto sobre os cursos d'água naturais, seja pela dificuldade de recarga em função do rápido escoamento das águas devido o desmatamento da floresta (Fig. 42), seja pela formação de barragens (Fig. 43) ao longo dos anos. No ano de 1996 a porção de área ocupada por CAN era de 2,22%, chegando a menor ocorrência de 1,18% em 2004, ano em que a Pa apresentou maior área.

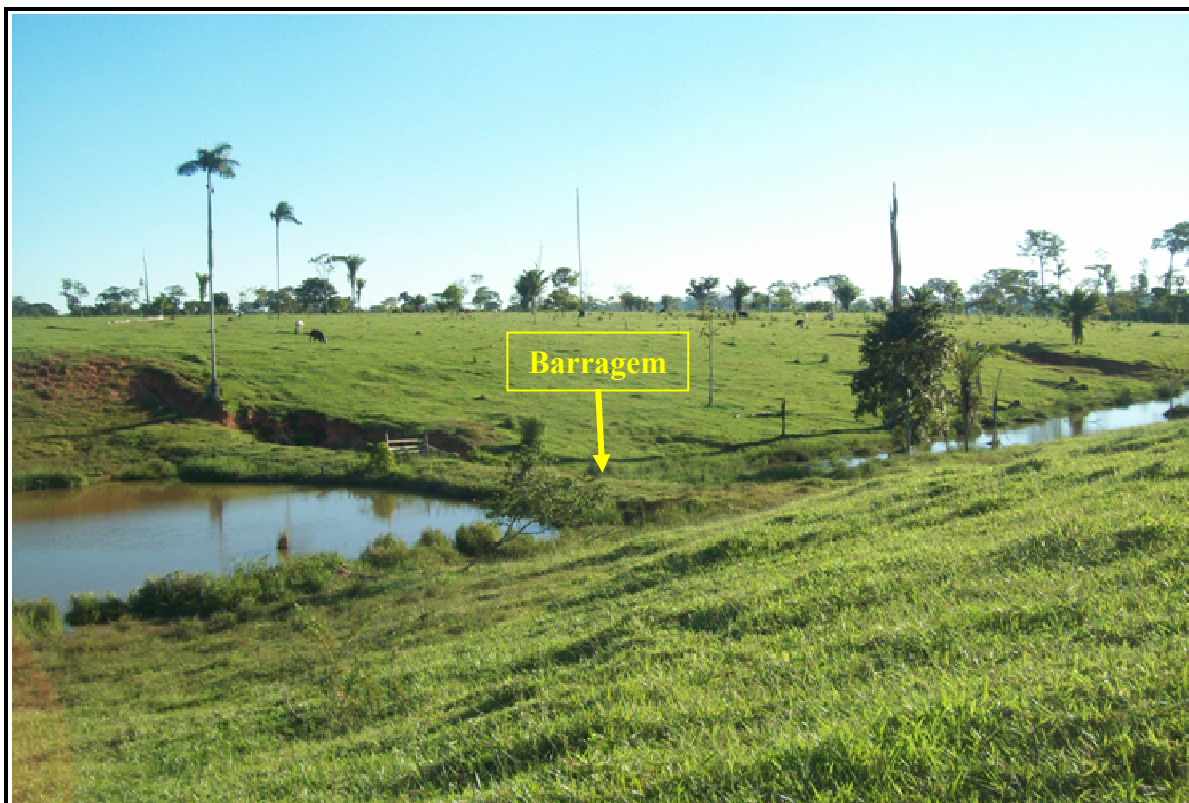
Figura 42 – Assoreamento de canais em função do desmatamento



Nota-se o desmatamento das margens dos canais e o consequente assoreamento, decorrentes do processo acelerado de conversão das áreas de floresta em pastagens determinando a dificuldade de recarga dos aquíferos.
Foto: Autor – 2011.

Em 2010, os CAN's apresentaram área de 2,37%, momento em que as áreas de Pa apresentaram leve decréscimo (1,21%, de 1996 a 2010), de acordo com os dados do quadro 3. Esses valores corroboram os dados de CAA que aumentaram de acordo com a diminuição das áreas de Ft. Em 1996, a área ocupada por curso d'água artificial (açudes) era de 0,23%, passando para 0,45% em 2010, com acréscimo de aproximadamente 100%. Ao longo do período analisado, essa classe seguiu uma tendência de aumento linear e apresentou correlação forte e negativa com Ft ($r = -0,90$) e forte e positiva com PR ($r = 1$), refletindo a supressão da floresta para a construção de reservatórios artificiais concomitante com o aumento das PR's.

Figura 43 – A formação de barragens nos vales fluviais associados ao desmatamento



A supressão total da mata ciliar e a formação de barragem como forma de manter a água para a dessedentação dos animais bovinos. Com isso, interrompe-se o ciclo de vida do igarapé, provocando a diminuição da vazão à jusante.

Foto: Autor - 2011

Conforme projeção estatística para o ano de 2014 (Quadro 3), a classe Pa apresenta tendência de aumento de 1,15%, saindo de 62,58% para 63,73%. Para o ano 2016, esse incremento tende a ser de 1,22% em relação ao ano de 2010, chegando a 63,80% do total da área da bacia.

Inversamente, as áreas de Ft possuem tendência de retração na ordem de 1,35% para 2014 em relação a 2010. Para o ano de 2016, a tendência de redução é ainda maior, chegando a 2,09% em relação a 2010.

Pelo modelo estatístico utilizado (Projeção de Monte Carlo), as PR's sofrerão redução de 0,58% em 2014 e 0,47% em 2016, ambos em relação ao ano de 2010. As AU's permanecerão praticamente estáveis no ano de 2014, no entanto, com crescimento de 1,11% para 2014 e 1,44% para 2016 (Quadro 3).

O aumento das áreas de Pa estão diretamente relacionadas à diminuição das áreas de Ft, como também das pequenas PR's que, possivelmente, passarão por um processo

de expropriação de seus habitantes em função do aumento das áreas de grandes fazendas agropecuárias que já existem na região.

Nesse sentido, o desmatamento das poucas áreas de Ft que ainda existem configura-se como inevitável e políticas públicas deve ser implementadas visando a sua conservação, considerando-se o serviço ambiental que essas áreas desempenham.

Conforme demonstrado no quadro 3, a área de estudo apresenta uma dinâmica de ocupação controlada por duas classes de uso, a urbanização e a formação de pastagens. Com isso, de um lado, as áreas de floresta tendem a diminuir em razão do desmatamento que, nessa parte do Estado do Acre, é predominante e, de outro, o avanço da urbanização tende a diminuir a qualidade dos recursos naturais, principalmente hídricos, considerando-se a precariedade nos serviços de saneamento básico nas cidades abrangentes.

Nas figuras 44, 45, 46, 47 e 48, observa-se os mapas com a espacialização do uso e ocupação da terra na área de pesquisa, referentes aos períodos analisados.

Figura 44 – Mapa de uso e ocupação da terra – ano de 1996.

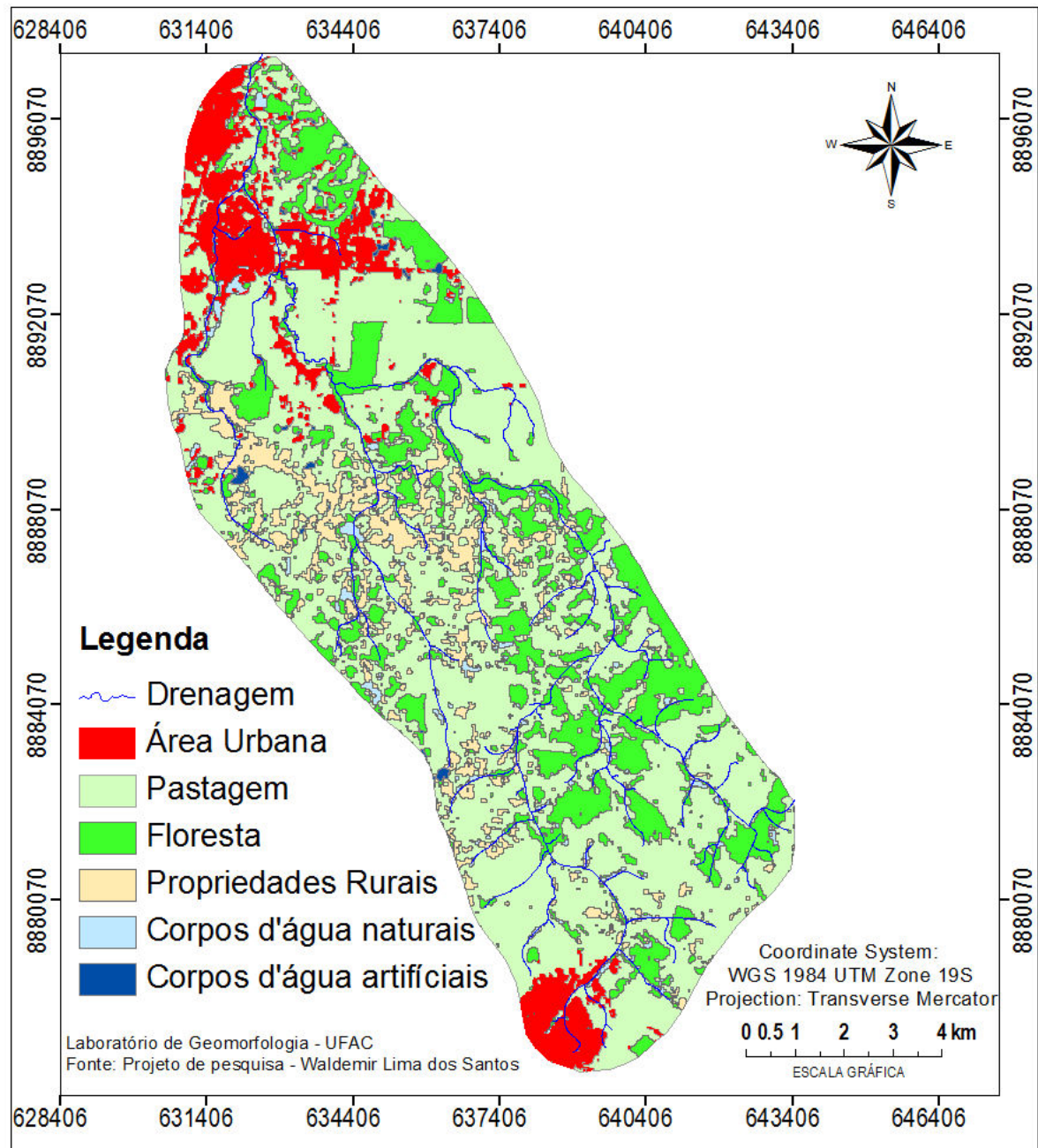


Figura 45 – Mapa de uso e ocupação da terra – ano de 2000.

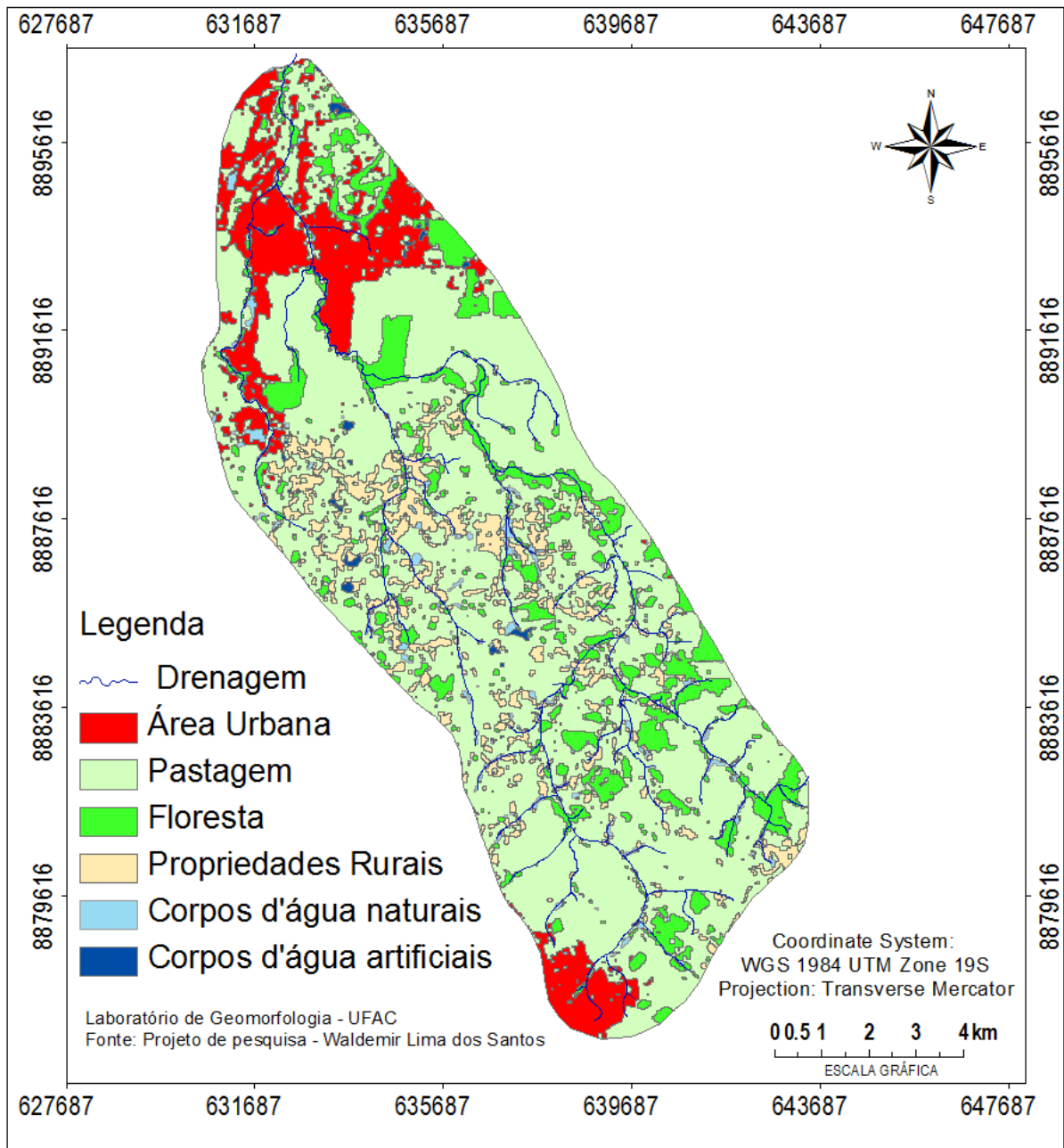


Figura 46 – Mapa de uso e ocupação da terra – ano de 2004.

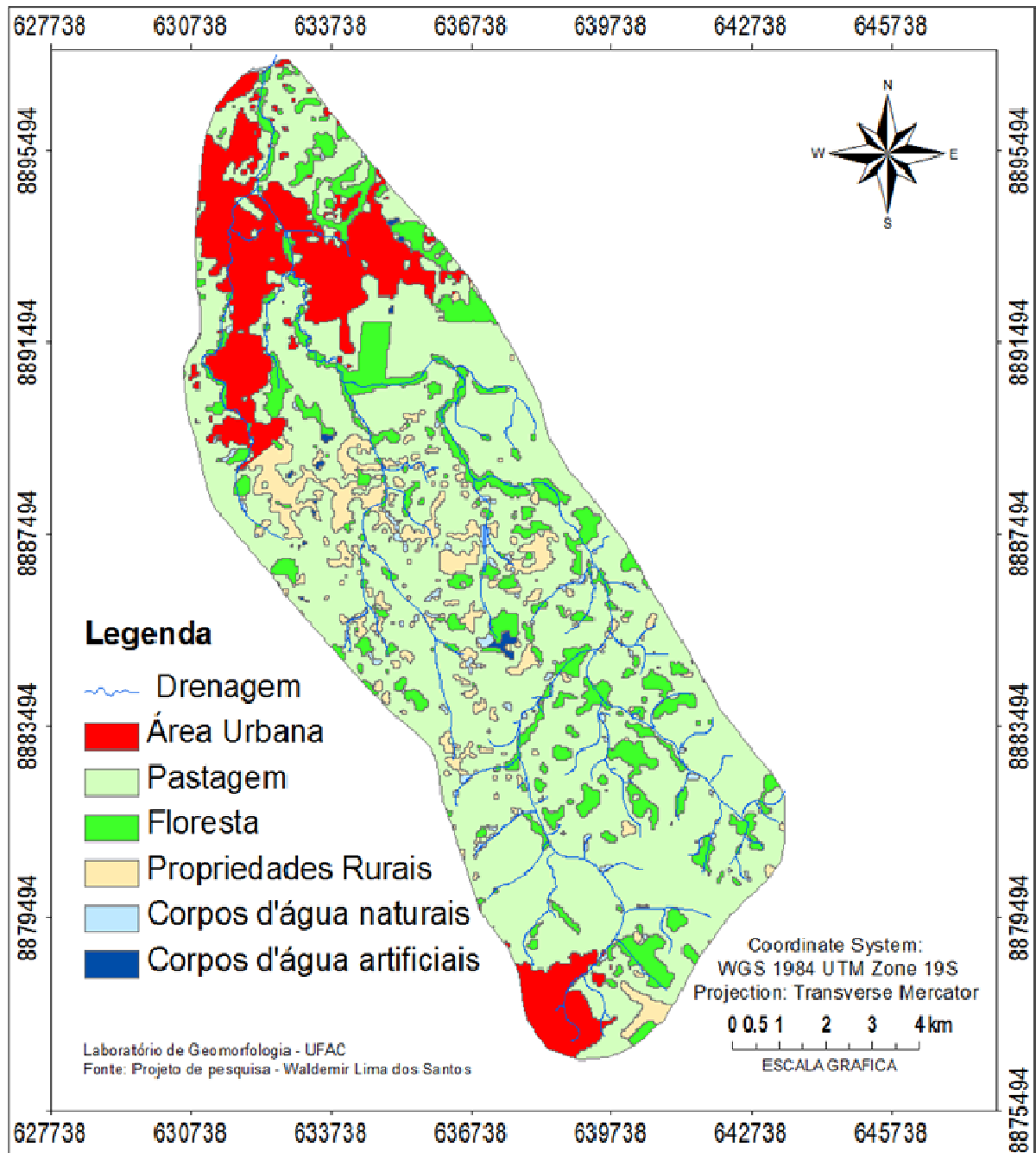


Figura 47 – Mapa de uso e ocupação da terra – ano de 2008.

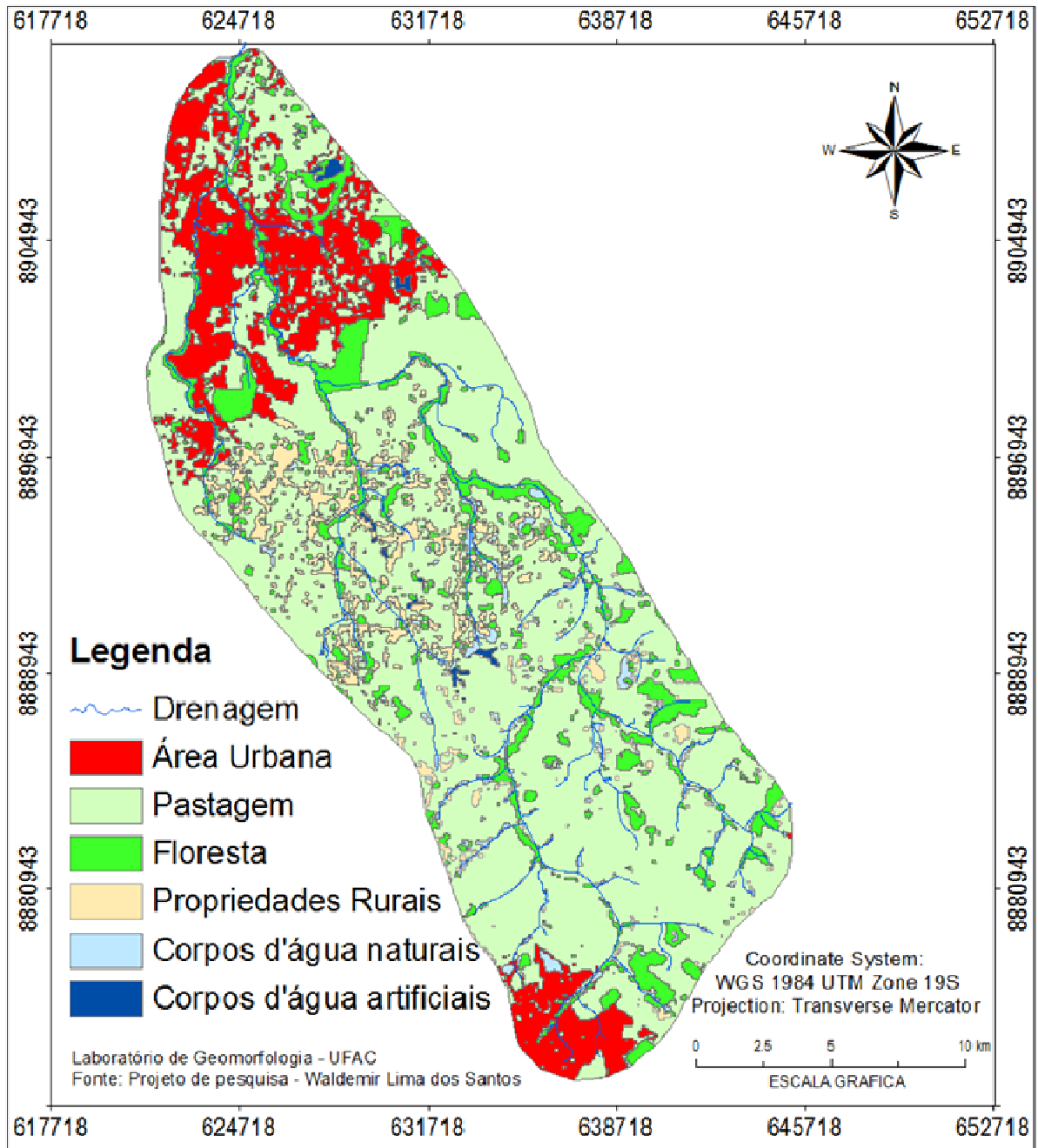
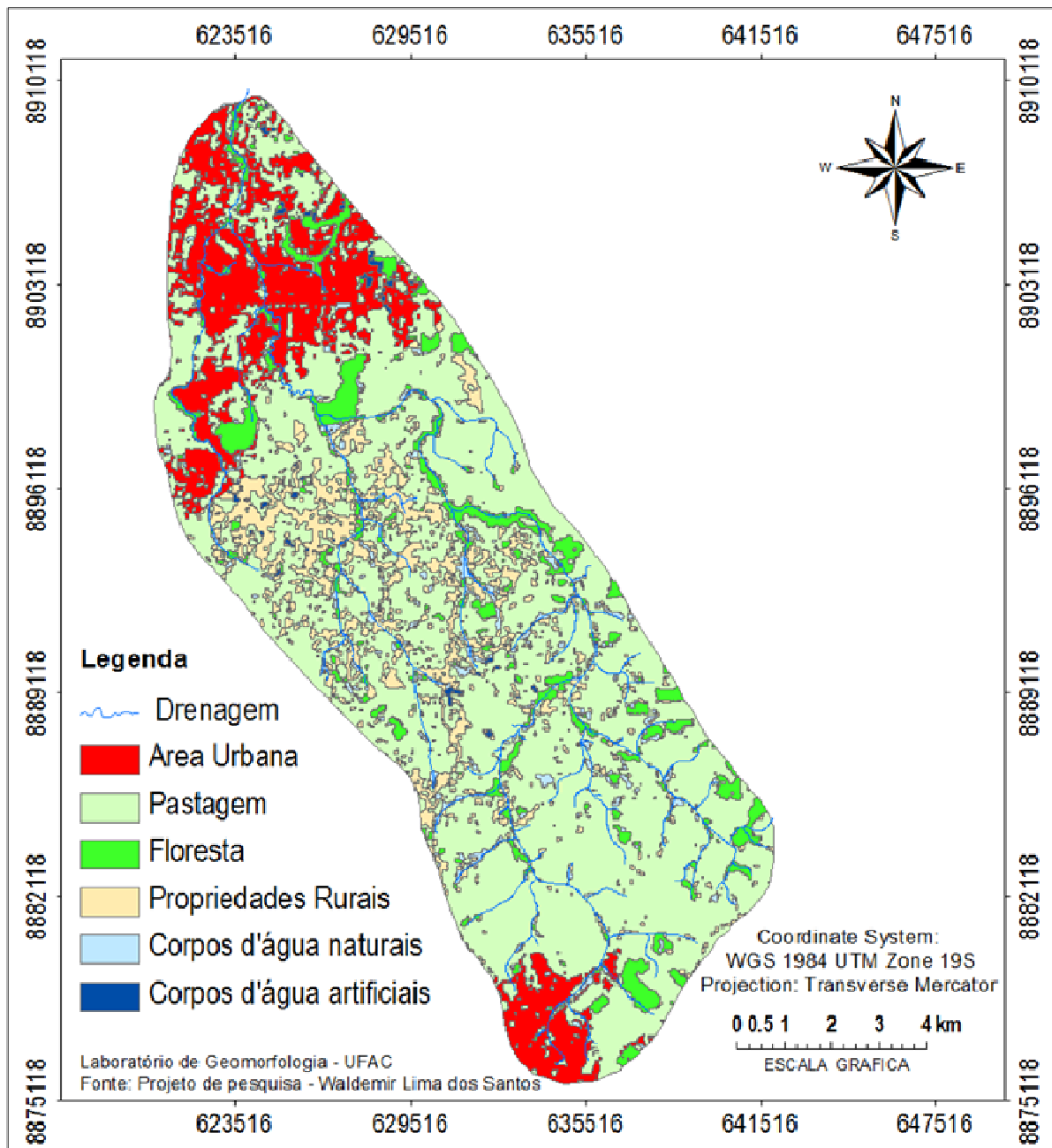


Figura 48 – Mapa de uso e ocupação da terra – ano de 2010.



5.4.2 Análise Setorial (Alto, Médio e Baixo Curso)

A bacia em estudo foi setORIZADA em alto, médio e baixo curso (setores A, B e C, respectivamente) de acordo com o predomínio das cotas altimétricas. A setORIZAÇÃO facilitou a compreensão e discussão dos resultados, considerando-se que existiram diferenças quanto a área ocupada por determinados usos em ambos os setores da bacia (Tab. 18).

Em razão da escala das imagens utilizadas, não foi possível detectar as barragens localizadas nos cursos d'água naturais, lacuna esta que poderá ser preenchida pela ocasião de pesquisas e levantamentos posteriores em escala de detalhe.

Tabela 18 – Área ocupada, por setor, de acordo com o uso e ocupação da terra – 1996 a 2016

Setor	Anos	Pa		Ft		PR		AU		CAN		CAA		Área Total
		Há	%	ha	%	ha	%	ha	%	ha	%	ha	%	
A	1996	3385,0	65,95	1152,0	22,44	247,5	4,82	247,0	4,81	94,8	1,84	6,7	0,13	5133,0 ha (41,70%)
	2000	3690,2	71,89	737,5	14,37	379,2	7,39	248,7	4,85	77,4	1,51	0,0	0,00	
	2004	3945,8	76,87	637,5	12,42	175,0	3,41	317,5	6,19	56,6	1,10	0,6	0,01	
	2008	3586,7	69,88	577,2	11,24	507,4	9,89	343,4	6,69	118,3	2,30	0,0	0,00	
	2010	3995,0	77,83	361,9	7,05	291,7	5,68	341,4	6,65	137,6	2,68	5,4	0,11	
	2014*	3999,6	77,91	258,1	5,03	374,3	7,29	370,4	7,22	128,6	2,51	1,9	0,04	
	2016*	4026,3	78,44	216,7	4,22	379,5	7,39	377,2	7,35	131,6	2,56	1,8	0,04	
B	1996	2502,7	62,60	719,9	18,01	682,7	17,08	0,0	0,00	86,2	2,16	6,5	0,16	3998,0 ha (32,48%)
	2000	2766,4	69,19	510,5	12,77	594,5	14,87	0,0	0,00	92,8	2,32	27,5	0,69	
	2004	2821,0	70,56	556,2	13,91	525,6	13,15	0,0	0,00	65,9	1,65	19,6	0,49	
	2008	2809,4	70,27	518,2	12,96	543,1	13,58	0,0	0,00	84,6	2,12	28,6	0,72	
	2010	2328,3	58,24	663,0	16,58	880,1	22,01	30,1	0,75	111,1	2,78	15,5	0,39	
	2014*	2569,1	64,26	567,0	14,18	731,0	18,28	21,7	0,54	98,5	2,46	24,3	0,61	
	2016*	2561,8	64,08	564,5	14,12	739,2	18,49	23,2	0,58	99,5	2,49	24,8	0,62	
C	1996	1666,7	52,43	460,1	14,47	39,1	1,23	905,7	28,49	92,0	2,89	15,4	0,48	3179,0 ha (25,82%)
	2000	1665,1	52,38	340,1	10,70	0,0	0,00	1081,6	34,02	69,7	2,19	22,5	0,71	
	2004	1429,6	44,97	401,8	12,64	6,5	0,20	1312,3	41,28	22,8	0,72	6,0	0,19	
	2008	1350,9	42,49	379,5	11,94	36,4	1,15	1349,9	42,46	36,7	1,15	25,6	0,81	
	2010	1380,3	43,42	208,1	6,55	35,2	1,11	1481,4	46,60	42,9	1,35	31,1	0,98	
	2014*	1276,8	40,16	241,7	7,60	30,6	0,96	1581,0	49,73	20,0	0,63	28,7	0,90	
	2016*	1255,6	39,50	230,6	7,25	31,3	0,98	1615,0	50,80	16,9	0,53	29,6	0,93	

NOTA: Pa= Pastagem; Ft= Floresta; PR= Propriedade Rural; AU= Área Urbana; CAN= Curso d'água natural; CAA= Curso d'água artificial. * Projeção estatística via modelagem de Monte Carlo.

Aos dados, aplicou-se o teste de correlação de Pearson (r) (Tab. 19) na tentativa de compreender a afinidade das variáveis, ao longo do período analisado, com base na evolução do uso e ocupação da terra.

Tabela 19 – Correlações de Pearson (r) entre as variáveis de uso e ocupação da terra, por setor, entre 1996 a 2010.

SETOR	Variáveis	Pa	Ft	PR	AU	CAN	CAA
A	Pa	1,00					
	Ft	-0,82	1,00				
	PR	-0,33	-0,23	1,00			
	AU	0,59	-0,82	0,21	1,00		
	CAN	0,02	-0,42	0,47	0,49	1,00	
	CAA	-0,19	0,33	-0,44	-0,18	0,43	1,00
SETOR	Variáveis	Pa	Ft	PR	AU	CAN	CAA
B	Pa	1,00					
	Ft	-0,84	1,00				
	PR	-0,97	0,69	1,00			
	AU	-0,81	0,42	0,91	1,00		
	CAN	-0,76	0,34	0,86	0,79	1,00	
	CAA	0,70	-0,96	-0,53	-0,25	-0,11	1,00
SETOR	Variáveis	Pa	Ft	PR	AU	CAN	CAA
C	Pa	1,00					
	Ft	0,44	1,00				
	PR	-0,29	-0,03	1,00			
	AU	-0,93	-0,71	0,09	1,00		
	CAN	0,87	0,34	0,19	-0,87	1,00	
	CAA	-0,25	-0,73	0,43	0,38	0,08	1,00

5.4.2.1 ALTO CURSO: SETOR “A”

Este setor está localizado entre as cotas altimétricas de 170 a 220 m, com uma área total de 5.133,0 ha, constituindo-se no maior setor da bacia.

Considerando-se os dados levantados para esse setor (Tab. 18) constatou-se que as áreas ocupadas com Pa aumentaram de 65,95% do ano de 1996 para 77,83% em 2010, inversamente proporcional ao percentual de Ft que decresceu linearmente nesse mesmo período de 22,44% para 7,05%. O aumento da área de Pa foi na ordem de 11,88%, seguida da diminuição de Ft na ordem de 15,39%, com correlação de Pearson forte e negativa ($r = -0,82$) (Tab. 19).

De acordo com os dados da tabela 18, o decréscimo na área ocupada com Ft apresentou valor superior ao de Pa, possivelmente, porque essas áreas foram desmatadas não somente para a ocupação por Pa, mas também, para dar início à ocupação por pequenas PR's, que apresentaram acréscimo de 0,86% durante o período analisado. A Pa e a PR apresentaram correlação fraca e negativa ($r = -0,33$), embora os mesmos tenham apresentado ritmos de

alteração semelhantes no total de área ocupada. Da mesma forma, a diminuição da área de Ft propiciou também o aumento da expansão urbana (AU) em 1,84%, fato marcado por uma correlação forte e negativa ($r = -0,82$) conforme tabela 19.

É importante ressaltar que a área de PR diminuiu significativamente, conforme mostra a tabela 18 entre os anos de 1996 a 2004, proporcionalmente ao aumento das Pa's, que nesse mesmo período registrou o seu maior incremento (76,87%, em 2004). As áreas de Ft diminuíram bruscamente no mesmo período (10,02%), apresentando-se inversamente proporcional ao crescimento das áreas de Pa, com correlação forte e negativa ($r = -0,95$) para o período. Isso demonstra que as pequenas PR's foram sendo especuladas e agregadas às que hoje constituem as grandes fazendas de criação bovina, tendo ocorrido concomitantemente com a supressão da Ft. Após, a partir de 2008, os loteamentos dessas fazendas iniciaram um novo ciclo de ocupação, dando lugar novamente às pequenas PR's.

A categoria AU, apresentou aumento no período analisado (1,84%), o que era esperado, pois nesse setor localiza-se a sede do município de Senador Guiomard/AC, com intensa pressão antrópica sobre as áreas florestadas, resultando em maior índice de desmatamento para aquela localidade (Tab. 18). A AU apresentou correlação forte e negativa com as áreas de Ft ($r = -0,82$), demonstrando o crescimento da cidade sobre as áreas de floresta (Tab. 19).

Os valores relativos aos CAN's apresentaram diminuição entre os anos de 1996 a 2004 (0,74%), período em que observou-se maior aumento das áreas de Pa e diminuição da Ft (Tab. 18), o que pode ter contribuído, nesse primeiro momento, para o rebaixamento do nível das águas pela redução da recarga natural dos igarapés da região.

Posteriormente, de 2004 a 2010, como pode ser observado pela tabela 18, houve o aumento dessa classe, chegando a 2,68% em 2010, possivelmente, em razão do aumento das PR's e a consequente construção de barragens no leito dos igarapés, para a formação de açudes visando a dessedentação de animais bovinos. Durante todo o período (1996 a 2010) essas classes apresentaram correlação mediana e positiva ($r = 0,46$), demonstrando haver relação entre ambas.

Os CAA's (Tab. 18) também apresentaram leve aumento de 1996 a 2010 (1,30%), considerando-se tratar de lagos artificiais que se localizam fora da rede de drenagem, podem ter sido construídos para a mesma finalidade da classe anterior (dessedentação de animais), impulsionando a abertura de novas áreas de floresta para a construção de

reservatórios. Destaca-se ainda, a prática da piscicultura em pequena escala que começa a se desenvolver naquele setor e que será objeto de monitoramento e estudos posteriores.

Conforme a projeção estatística da tabela 18, há uma tendência linear de crescimento e redução entre as variáveis de uso e ocupação. As áreas de Pa apresentam tendência a apresentarem incremento de 0,08% e 0,61% para os anos de 2014 e 2016, respectivamente, em relação ao ano de 2010, atingindo 78,44% da área deste setor. Inversamente, as áreas de Ft apresentam tendência a diminuição de 2,02 e 2,83%, para os mesmos anos, chegando a apenas 4,22% de total de área para este setor.

Isso representa uma maior conversão das áreas de floresta em pastagem ao longo dos anos, trazendo sérios prejuízos para os recursos naturais da região, notadamente quanto aos processos erosivos desencadeados nos locais que servem para dessedentação de animais (Fig. 49).

Figura 49 – Processos erosivos nos locais de dessedentação de animais - área de pastagem



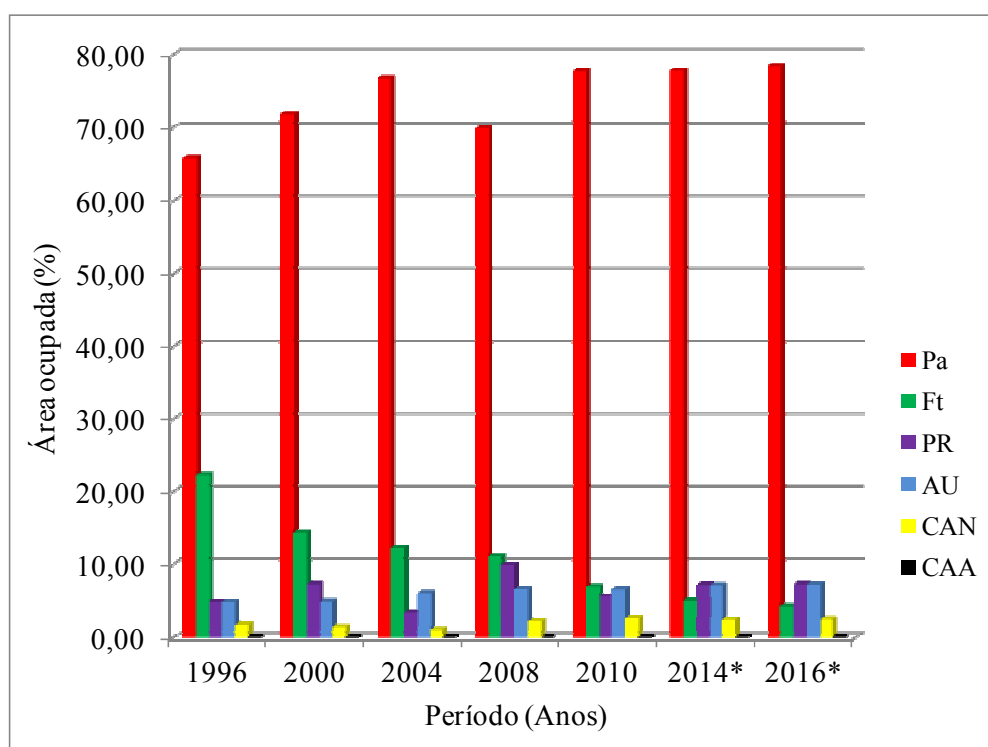
Área de dessedentação de animais com a formação de ravinas em razão do pisoteio constante do gado em área de relevo ondulado. Nota-se a supressão da floresta nativa e o possível depósito de sedimentos no curso d'água subjacente.

Foto: Autor – 2011.

O aumento das áreas de PR's também foi projetado, como demonstrado na tabela 18 com valores de 1,61% para 2014, chegando ao total de área de 7,29% neste setor. O aumento é ainda maior para 2016 (1,71%) chegando a 7,39% de área ocupada, superando o total de área ocupada por Ft. Possivelmente, esse aumento estará relacionado à diminuição da Ft e ao aumento da AU, que terá incremento em 2014 e 2016 na ordem de 0,57 e 0,70%, respectivamente, chegando ao total de área de 7,35%, relativo ao núcleo urbano do município de Senador Guiomard.

A diminuição das áreas ocupadas por CAA's (Fig. 50) também merece destaque. Segundo o modelo estatístico utilizado, a área ocupada tende a diminuir na ordem de 0,07% até 2014 e 2016 (Fig. 50). No entanto, atualmente ações governamentais tendem a promover o aumento da atividade de piscicultura na região, fato que, provavelmente, será responsável pelo aumento considerável dos CAA's. Esse aumento carece, no entanto, de estudos sobre seus efeitos futuros nos cursos d'água naturais (CAN), principalmente, sobre os índices de volume e vazão.

Figura 50 – Percentual de uso e ocupação da terra no Setor “A” – 1996-2016.

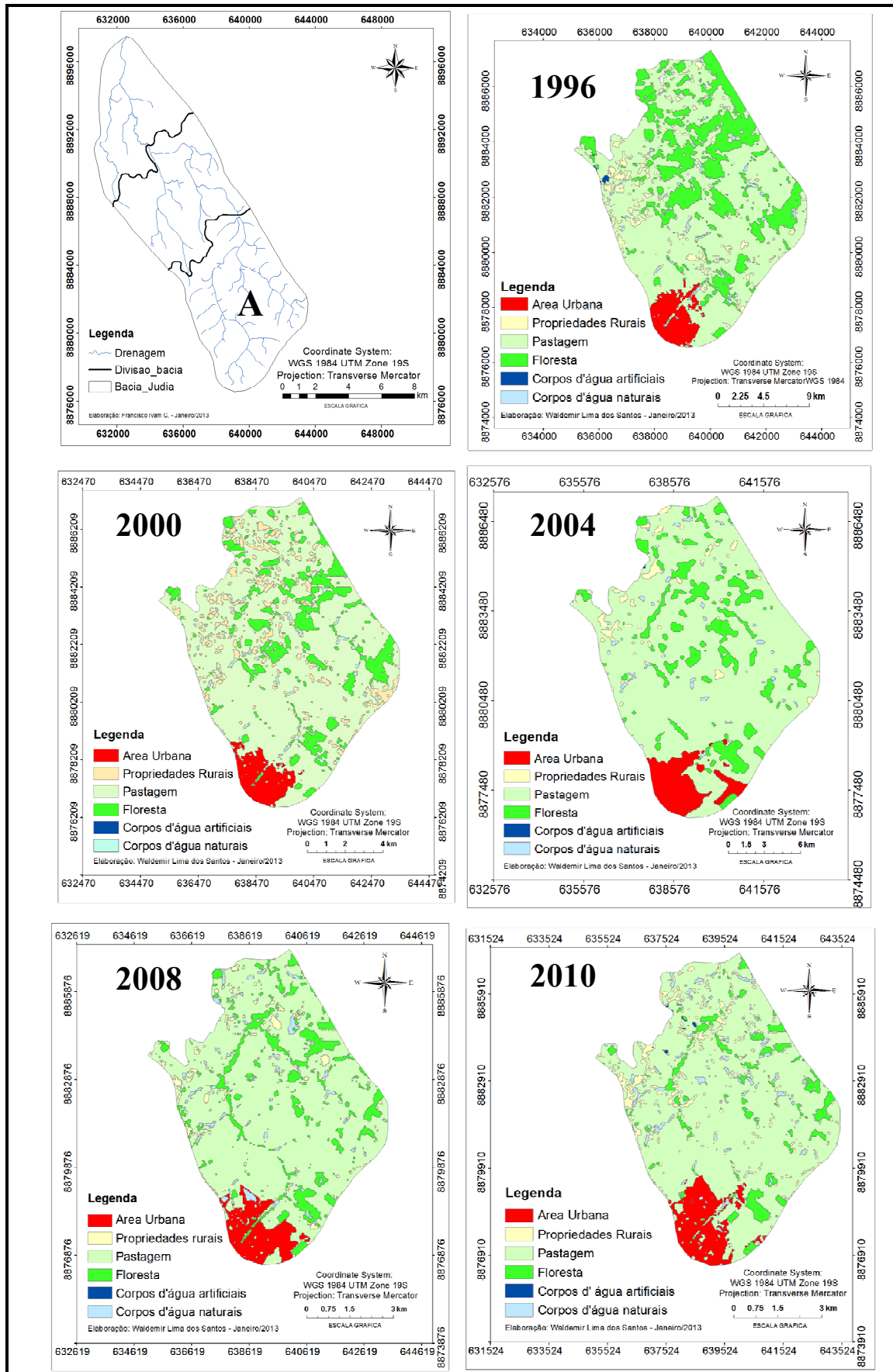


NOTA: Pa= Pastagem; Ft= Floresta; PR= Propriedades rurais; AU= Áreas Urbanas; CAN= Cursos de água naturais; CAA= Curso de água artificiais.

* Projeções geoestatísticas.

A figura 51 apresenta a área ocupada neste setor, com destaque para a drástica diminuição das áreas de floresta e o aumento das áreas de pastagem e urbanas ao longo dos anos.

Figura 51 – Mapas de espacialização do uso e ocupação da terra - Setor A (1996-2010).



5.4.2.2 MÉDIO CURSO: SETOR “B”

Este setor está localizado entre as cotas altimétricas de 150 a 170 m, com área total de 3.998,0 ha. A exemplo do primeiro setor (A), ele apresentou valor elevado de área de Pa (58,24%, em 2010). No entanto, este resultado representa diminuição da área ocupada, considerando-se que no ano de 1996 o percentual era de 62,60%, decrescendo em 4,36% durante o período, embora tenha apresentado valor de 70,56% em 2004 (Tab. 18).

A área de Ft decresceu de 18,01% em 1996 para 16,58% em 2010, com déficit de 1,43% em sua área ocupada. Paralelamente, houve o aumento das áreas de Pa, com quem as áreas de Ft apresentaram correlação forte e negativa ($r = -0,84$) (Tab. 19). Esses dados demonstram claramente que a pecuária é tida como atividade principal nesse setor da bacia e que, por essa razão, há uma evidência do desmatamento das áreas de Ft (Tab. 18).

As PR's apresentaram acréscimo de sua área de abrangência entre os anos de 1996 a 2010 (4,93%). Este aumento pode estar relacionado à ocupação de loteamentos que foram sendo construídos, principalmente, na porção periurbana, favorecendo a formação de pequenas chácaras e sítios, notadamente, nas cercanias do núcleo urbano de Rio Branco.

No entanto, de 1996 a 2008 observou-se o declínio das áreas de PR's (3,50%), concomitante com o crescimento das áreas de Pa no mesmo período (7,67%). Possivelmente, com o avanço da pecuária, as PR's foram sendo adquiridas e passando a fazer parte dos minifúndios e latifúndios de criação de bovinos, aumentando as áreas de Pa. Durante todo o período (de 1996 a 2010) constatou-se uma correlação forte e negativa entre PR e Pa ($r = -0,97$), demonstrando o comportamento inversamente proporcional entre estas classes (Tab. 19).

Em relação aos CAN's, as Pa's apresentaram valores inversamente proporcionais, com correlação forte e negativa ($r = -0,76$). O impacto das áreas de Pa possivelmente foi no sentido da formação de barragens no leito dos igarapés, sugerindo-se uma possível diminuição da lâmina d'água dos CAN's.

No ano de 2004, o menor valor de CAN corresponde ao maior valor de Pa (1,65% e 70,56%, respectivamente), fato que poderá ser o reflexo do uso e ocupação por essa categoria sobre os mananciais. Posteriormente, de 2004 a 2010, observou-se o aumento dos CAN's e a diminuição das Pa's.

Por se tratar da proximidade entre a AU e a PR, na imagem analisada referente ao ano de 2010 constatou-se um percentual de 0,75% de AU neste setor da bacia, sem valores para os demais anos de observação, por ser este setor eminentemente rural. Possivelmente,

essa ocorrência no ano 2010 tenha sido reflexo da ocupação de áreas próximas da cidade, consideradas áreas rurais que antes (nas imagens dos anos anteriores foi possível identificar isso) foram classificadas e reintegradas à categoria de PR. Cabe ressaltar, que esse setor da bacia é quase que totalmente abrangido por área considerada rural, daí a não ocorrência de AU, exceto, para o caso explicado acima.

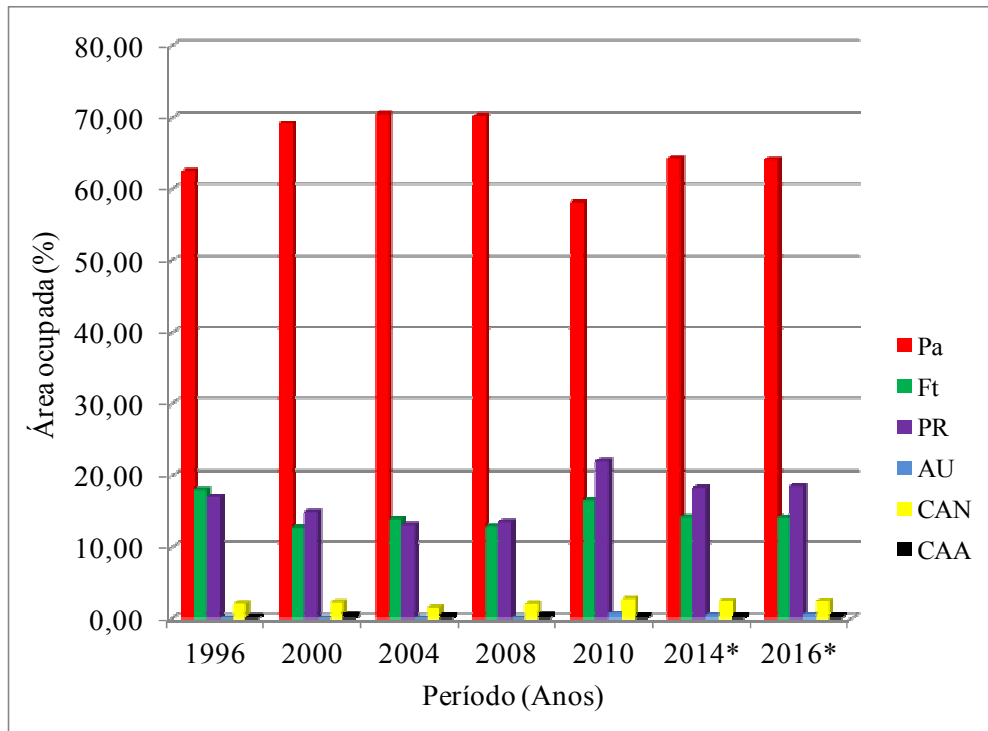
A área de CAA apresentou considerável oscilação, o que demonstra o uso destas áreas para a dessedentação de animais, irrigação e abastecimento das populações locais favorecendo, de certa forma, a diminuição da quantidade e qualidade dos recursos hídricos da bacia.

Conforme projeção para os anos de 2014 e 2016, as áreas de Pa continuarão a aumentar na ordem de 6,02 e 5,84%, respectivamente, em relação ao ano de 2010. Ao contrário, as áreas de Ft tenderão a diminuir na ordem de 2,40 e 2,46%, respectivamente, em relação ao mesmo período, restando apenas 14,12% de áreas de Ft neste setor, em 2016.

De acordo com a projeção, as PR's sofrerão oscilação quanto a sua área de abrangência, chegando a diminuir 3,73% no ano de 2014 e 3,52% no ano de 2016. Os CAA's apresentam tendência de aumento de 0,22 e 0,23% para os anos de 2014 e 2016 (Fig. 52). Esse aumento pode estar relacionado ao desmatamento para a construção de barragens que poderão acarretar o assoreamento de canais e a dificuldade de recarga, podendo diminuir a oferta de água à jusante, interferindo drasticamente nas atividades econômicas do setor e ao próprio consumo humano.

Com isso, observou-se que a pressão antrópica neste setor é evidenciada pelas altas taxas de desmatamento refletidas no aumento das áreas de Pa e formação de PR's que constituem as pequenas propriedades (chácaras, sítios) que se situam na área rural, trazendo prejuízos para o sistema ambiental através da diminuição das áreas de Ft e construção de barragens com o aumento expressivo dos CAA's.

Figura 52 – Percentual de uso e ocupação da terra no Setor “B” – 1996-2016.

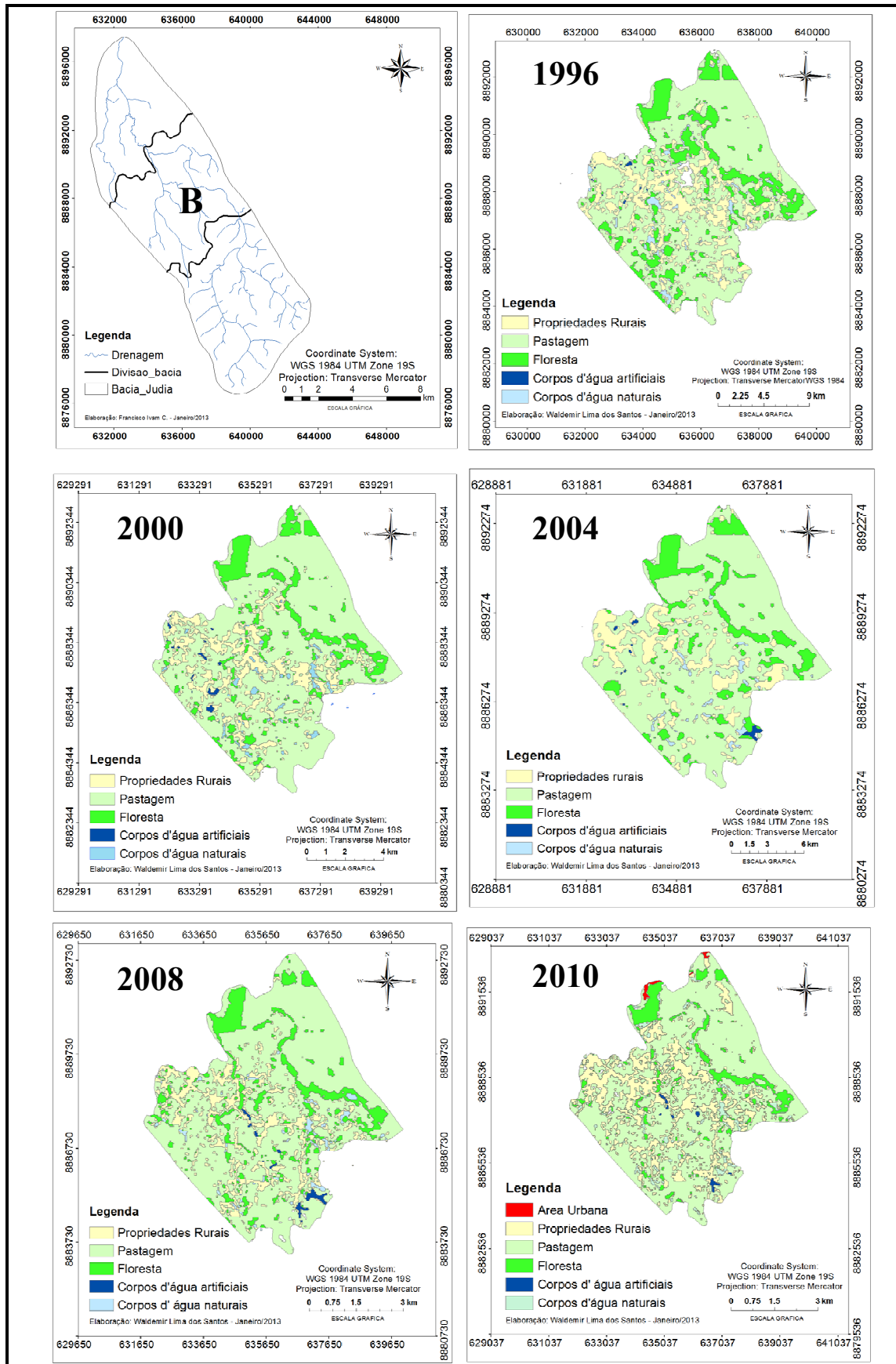


NOTA: Pa= Pastagem; Ft= Floresta; PR= Propriedades rurais; AU= Áreas Urbanas; CAN= Cursos de água naturais; CAA= Curso de água artificiais.

* Projeções geoestatísticas.

Na espacialização dos dados (Fig. 53), observa-se o aumento das PR's e considerável supressão da área de floresta, concomitante com o aumento da pastagem.

Figura 53 – Mapas de espacialização do uso e ocupação da terra - Setor B (1996-2010).



5.4.2.3 BAIXO CURSO: SETOR “C”

Este setor constitui o baixo curso da bacia e está localizado entre o predomínio das cotas de 130 e 150 m de altitude, com uma área de 3.179,0 ha. Nesta área, localiza-se o exutório da bacia de drenagem e o contato direto com o nível de base local, o Rio Acre.

Diferentemente dos demais setores, este vem apresentando diminuição nos índices de Pa e Ft ao longo do período observado (Tab. 18), em função do crescimento da AU. De 1996 a 2010 as áreas ocupadas por Pa e Ft diminuíram, respectivamente, 9,01 e 7,92%. Em contrapartida, a AU apresentou crescimento na ordem de 18,11% no mesmo período, responsável por 46,60% de ocupação desse setor no ano de 2010 (Tab. 18).

Analisando estes dados, obteve-se correlação forte e negativa entre AU e Pa ($r = -0,92$) e AU e Ft ($r = -0,71$), demonstrando-se claramente a substituição dos demais usos em função do crescimento urbano (Tab. 19).

O setor C abrange grande parte da cidade de Rio Branco/AC, por isso, tido como o setor em que a urbanização vem contribuindo para a maioria dos problemas ambientais existentes na área. Esses problemas são representados principalmente, pela ineficiência dos serviços de saneamento básico, no qual toda carga de esgoto sem tratamento é destinada diretamente para os mananciais que drenam a área, entre eles, o Igarapé Judia e o afluente Igarapé do Almoço.

Como a cidade está localizada na divisa com o meio rural (passando pela condição periurbana), constatou-se pequena área ocupada por PR, com exceção do ano de 2000 quando não se apresentou nenhuma ocorrência de ocupação por essa classe (Tab. 18 e Fig. 54). Mesmo assim, embora sejam valores mínimos de área ocupada, analisando-se a queda no tamanho da área de PR nestes anos observa-se uma queda significativa, certamente, em razão do avanço da cidade sobre as áreas mais próximas.

Com a AU ocupando maior tamanho de área, a classe CAN apresentou uma tendência a diminuição, saindo de 2,89% em 1996 para 1,35% em 2010, com correlação forte e negativa ($r = -0,72$). No entanto, apresentou valores mais baixos no ano de 2004 (0,72%). Esses valores demonstram que com o avanço da cidade alguns problemas como o assoreamento de canais, barragens e ocupação de fundos de vale, podem ser responsáveis pela diminuição do nível das águas dos mananciais naturais.

A área de abrangência da classe CAA aumentou em mais de 100%, saindo de 0,48% em 1996 para 0,98% em 2010. Esse foi considerado o maior valor de CAA dentre

todos os setores, demonstrando que quanto mais próximo da cidade, maior a carência por água para suprir a necessidade de irrigação de hortas, lavouras e abastecimento da própria comunidade, fazendo com que aumente a formação de lagos artificiais (açudes) neste setor.

Neste setor, a prática da piscicultura é maior do que nos demais da bacia, inserindo a construção dos açudes (lagos artificiais) como forma de criadouro, evidenciando-se essa prática, principalmente, entre o período de 2004 a 2010.

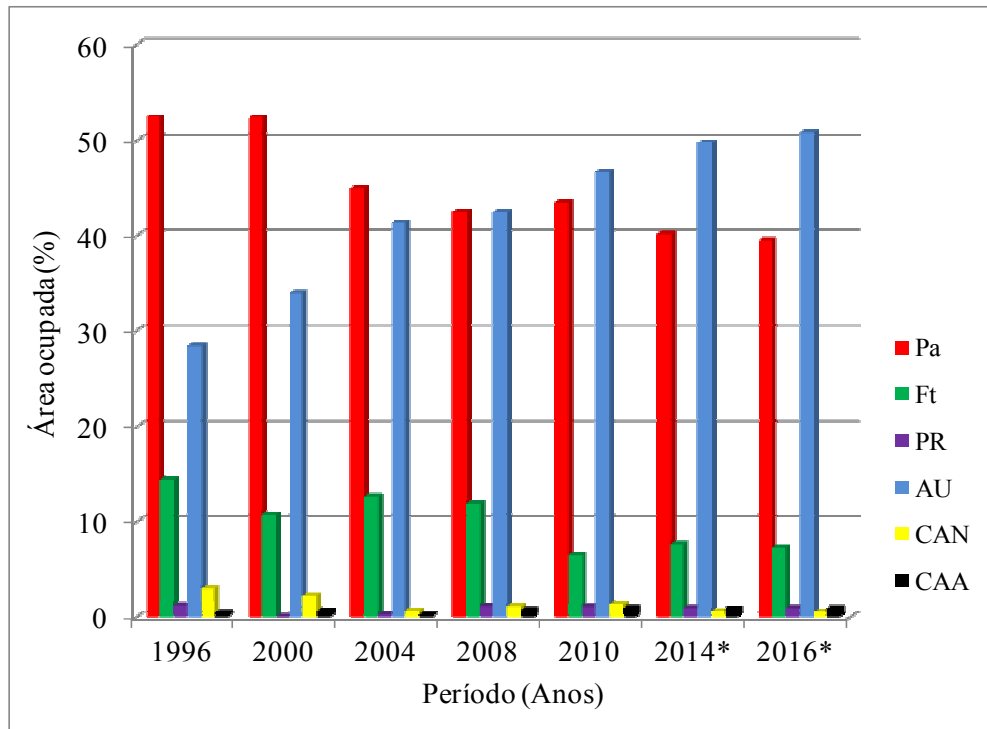
Este constitui o setor mais urbanizado da bacia e, considerando-se as projeções estatísticas para os anos de 2014 e 2016, a área urbana continuou com tendência de crescimento. Em relação a 2010, o crescimento está projetado na ordem de 3,13 e 4,20%, para 2014 e 2016, respectivamente (Fig. 54).

Enquanto isso, as áreas de Pa tendem a diminuir na ordem de 3,26 e 3,92% no mesmo período em relação a 2010. As áreas ocupadas pelos fragmentos florestais que ainda existem neste setor, tenderão a permanecer com pouca oscilação de aumento dada a regeneração natural.

Os CAN's também tendem a apresentar redução em sua área de ocorrência na ordem de 0,72 e 0,62% neste setor, para os anos de 2014 e 2016, respectivamente. Isso significa que os cursos d'água naturais quase desaparecerão como fonte de água potável em 2016, funcionando apenas como descarga de águas residuárias e esgotos, caso não seja elaborada uma política de crescimento urbano para fora das áreas dos mananciais, visando a sua preservação.

O aumento das áreas abrangidas pelos CAA's é uma realidade atual, em função do incentivo do governo do Estado do Acre para a atividade de piscicultura, subsidiando a construção dos açudes na zona rural, prática esta que possivelmente fará elevar os valores de CAA nos próximos anos, o que poderá trazer sérios problemas à bacia de drenagem, carecendo de estudos mais aprofundados no futuro.

Figura 54 – Percentual de uso e ocupação da terra no Setor “C” – 1996-2016.

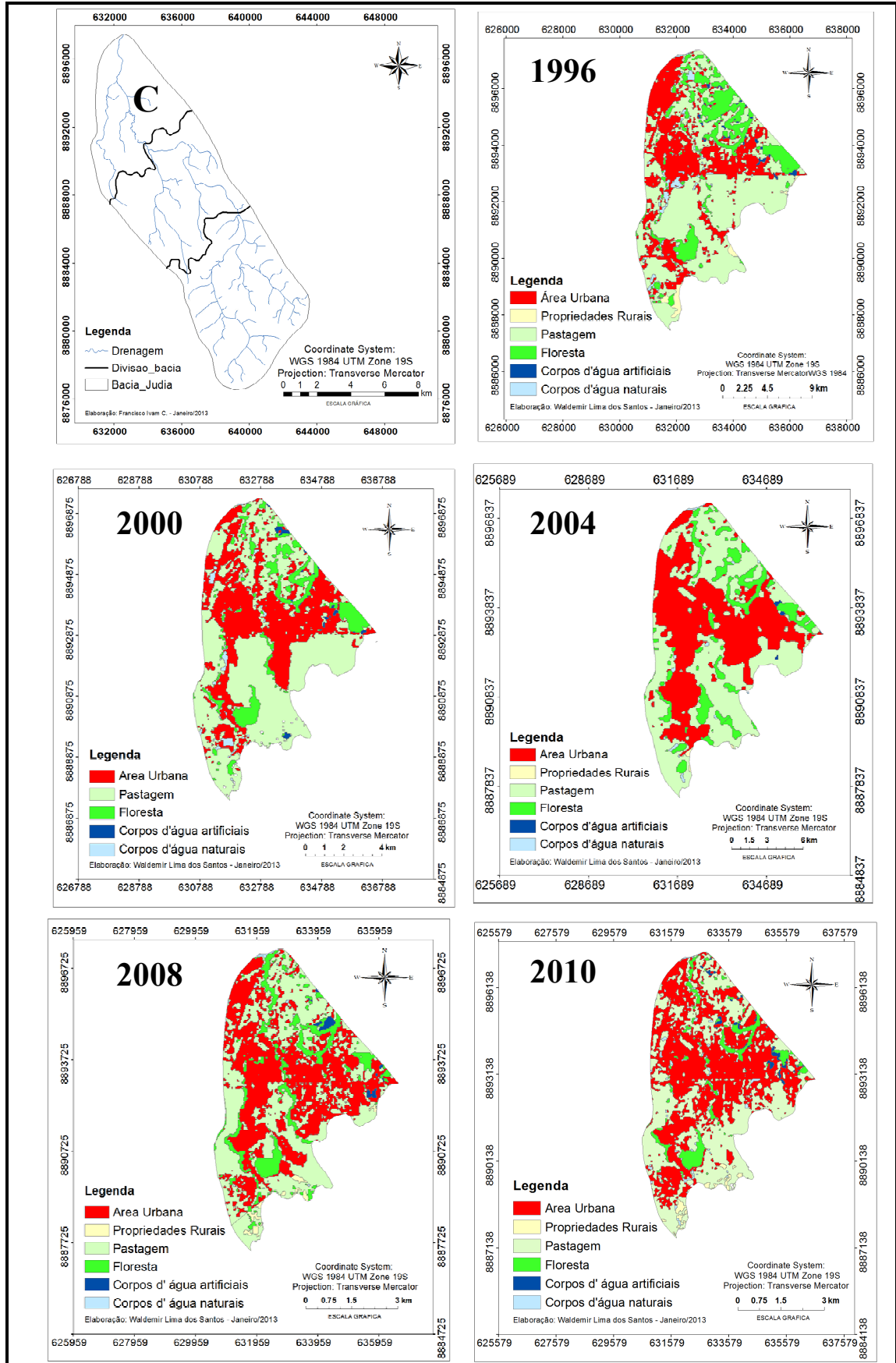


NOTA: Pa= Pastagem; Ft= Floresta; PR= Propriedades rurais; AU= Áreas Urbanas; CAN= Cursos de água naturais; CAA= Curso de água artificiais.

* Projeções geoestatísticas.

Na figura 55, observa-se o aumento considerável da área urbana seguida dos cursos d'água artificiais, paralelo a diminuição das áreas de pastagens, floresta e cursos d'água naturais ao longo dos anos.

Figura 55 – Mapas de espacialização do uso e ocupação da terra - Setor C (1996-2010).



5.4.3 – O Uso e Ocupação da Terra: Índice de Antropização (Ia) versus Índice de Qualidade de Água (IQA)

O cruzamento dos índices de antropização com os índices de qualidade de água refletiram as alterações promovidas pelo uso e ocupação da terra sobre o meio natural, notadamente, quanto à perda de qualidade dos recursos hídricos. Os dados utilizados para esta análise são referentes às condições apresentadas para o ano de 2010.

O **Ia** foi calculado como forma de identificar o grau de influência de cada tipo de uso e ocupação da terra no âmbito da bacia, atribuindo-se para cada tipo o peso correspondente, de acordo com o grau de interferência ambiental e o total de área relativa ao longo do período de tempo analisado.

A análise do **Ia** obedeceu a compartimentação da bacia em setores A, B e C, onde o setor A correspondeu à primeira estação de coleta de água (P1), o setor B à segunda (P2) e o setor C à terceira estação de coleta (P3) incluindo-se o ponto de coleta referente ao exutório da bacia (P4).

O **Ia** tem como referência uma escala de 0 (zero) a 5 (cinco), sendo que zero representa nenhuma interferência antrópica e cinco a mais elevada interferência. Analisando-se o **Ia** de cada setor, constatou-se que todos são tidos como elevados, indicando que a bacia do Igarapé Judia apresenta elevada transformação pelo tipo de uso e ocupação existente em substituição às condições de ambiente natural.

Quanto ao **IQA**, a água do igarapé Judia foi classificada como de qualidade “péssima” ($IQA \leq 19$) a “ruim” ($19 < IQA \leq 36$) referente àquele período analisado (ano de 2010).

Na tabela 20, visualiza-se os valores de **Ia** e **IQA** para cada setor analisado.

Tabela 20 – Composição dos Índices de Antropização (Ia) e Índices de Qualidade de Água (IQA) por setores, na bacia do Igarapé Judia

SETOR	CLASSES DE USO E OCUPAÇÃO						Ia	ÁGUA		
	Pa	Ft	PR	AU	CAN	CAA		EC	C	S
A	2,899	0,270	0,187	0,292	0,009	0,000	3,66	P1	30,54	23,88
B	2,647	0,297	0,484	0,000	0,011	0,004	3,44	P2	31,18	10,13
C	1,886	0,225	0,014	1,929	0,008	0,006	4,07	P3	33,31	22,10
								*P4	10,18	7,64

Nota: Pa = pastagem; Ft = floresta; PR = propriedade rural; AU = área urbana; CAN = curso d'água natural; CAA = curso d'água artificial; EC = Estação de coleta de água; C = cheia; S = seca.

* Dados referentes ao ponto localizado no exutório da bacia.

Analisando-se os índices individuais de cada classe apresentados na tabela 20, constatou-se que as classes Pa e AU foram as que mais representaram a ação antrópica na área, apresentando maiores valores de **Ia**. Para a primeira, o destaque foi para os setores A e B, enquanto que para a segunda, o setor C.

O **Ia** final, composto por todas as classes destinado a cada setor, demonstrou que o setor C apresenta maior influência antrópica, com um **Ia** superior aos demais setores (4,07), corroborando os menores dados de **IQA**, tanto no período de cheia, quanto no de seca. É possível que essa condição esteja relacionada ao trecho que compõe o sítio urbano da cidade de Rio Branco, fazendo com que tenha ocorrido uma elevação no **Ia**, já que a urbanização exerce maior pressão sobre os aspectos ambientais, interferindo na qualidade e quantidade de água nos mananciais, reduzindo assim o **IQA**, em razão da falta de sistema de tratamento de esgoto.

Em contrapartida, o setor B apresentou-se como sendo o menos degradado, com menor **Ia** (3,44). Essa condição pode ser justificada pelo fato desse setor estar totalmente incluído na zona rural da bacia, não recebendo influência direta da urbanização (AU). No entanto, o valor de **IQA** indica água de qualidade “ruim” para o consumo no período de cheia e “péssimo” para o período de seca, refletindo-se uma diluição da matéria orgânica oriunda, principalmente, de excrementos advindos da criação de bovinos no período de cheia e concentração no período de seca, diminuindo a qualidade da água nesse setor. Isto corrobora os maiores valores de **Ia** para Ft e a PR, com o aumento da pastagem e a criação de bovinos nas propriedades rurais.

O setor A apresentou **Ia** maior que o B (3,66). Isso possivelmente, reflete novamente a influência do núcleo urbano do município de Senador Guimard/AC, cujos impactos tendem a aumentar o **Ia** e diminuir o **IQA**.

Porém, o destaque maior é para o **Ia** da Pa, que nesse setor, foi mais elevado (2,899), evidenciando o desmatamento com formação de pastagem para criação bovina (Tab. 20). Dentre todos os setores, a maior interferência antrópica relativa a essa classe de uso e ocupação foi identificada no setor A, o que justifica o baixo **IQA** na cheia (30,54) da estação de coleta correspondente (P1).

No alto curso (setor A), as áreas de Pa e AU determinam as condições ambientais daquele local, com a Pa predominando paralelamente a influência do núcleo urbano do município de Senador Guimard/AC, situação esta que foi determinante para a queda do **IQA** na estação P1, tanto na seca, quanto na cheia.

No médio curso (setor B), a transformação é evidenciada pelas classes de Pa, Ft e uma ocupação rarefeita por PR, mas, novamente a Pa é tida como determinante, interferindo, diretamente na supressão da Ft, e aumentando seu **Ia** e diminuindo o **IQA**, pelo transporte por escoamento superficial de matéria orgânica e excrementos de animais para o leito dos mananciais.

No baixo curso (setor C) novamente a urbanização é tida como possível responsável pela transformação identificada, evidenciando-se a AU e a Pa como sendo as classes mais determinantes da transformação das condições ambientais naturais.

Essa condição é exemplificada pelo baixo **IQA**, tanto na estação P3 como na P4, ambas localizadas em áreas urbanas. Nesse caso, o destaque é para a estação de coleta P4 que apresentou água de “péssima” qualidade (**IQA** < 19), com grande concentração de poluentes advindos das residências em área urbana. Isto identifica o setor C da bacia como sendo o que detém o maior nível de degradação.

A análise do **Ia** em conjunto com o **IQA** direcionou a discussão para o conhecimento da influência do uso e ocupação da terra sobre aspectos do ambiente, notadamente sobre a qualidade dos recursos hídricos. A partir disso, observou-se que a bacia possui características diferenciadas quanto ao grau de uso e ocupação, interferindo de forma determinante sobre a conservação de seus recursos naturais.

5.5. ANÁLISE DA PERDA DE ÁGUA E SEDIMENTOS EM DIFERENTES COBERTURAS VEGETAIS

O monitoramento da perda de água e sedimentos na área de estudo foi feito através da instalação de parcelas experimentais, conforme descrito anteriormente. Esta análise permitiu identificar as variáveis envolvidas no comportamento da perda de água e sedimentos sobre as áreas de pastagem e floresta, deixando clara a importância de cada cobertura vegetal para a manutenção das condições de dois recursos naturais fundamentais – o solo e a água.

As vertentes monitoradas, assim como toda a bacia, estão localizadas sobre uma litologia sedimentar, fazendo parte da Formação Solimões, com relevo de características suave ondulado (Vertente 1 = 3,16°; Vertente 2 = 6,76°), como pode ser visualizado pelas figuras 56 e 57.

Figura 56 – Perfil longitudinal e declividade da vertente 1.

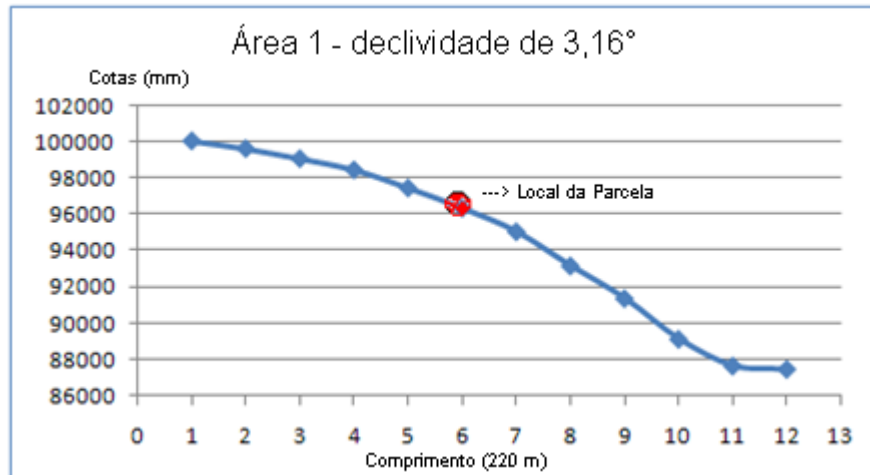
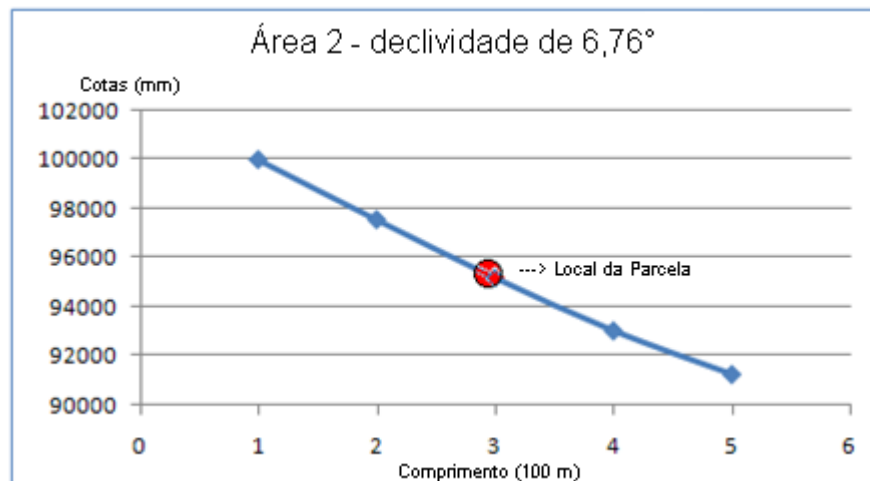


Figura 57 – Perfil longitudinal e declividade da vertente 2.



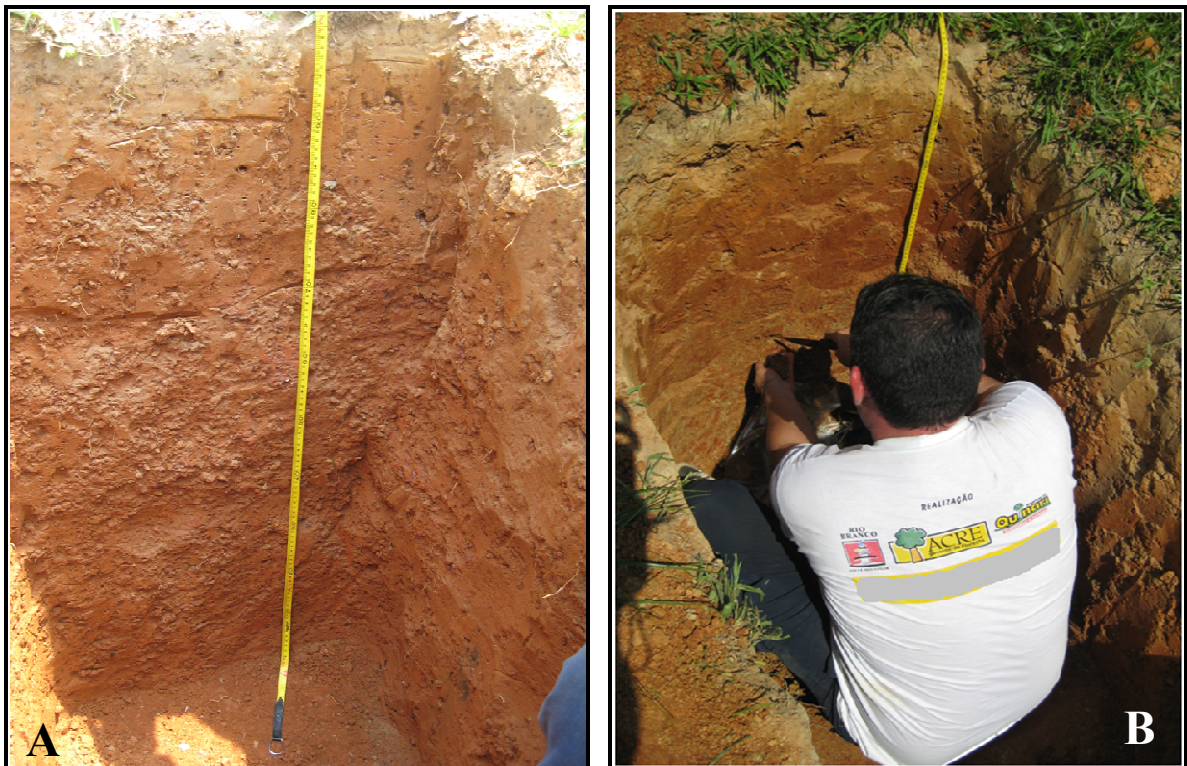
Os solos apresentam diferenças quanto a evolução do horizonte A (vertente 1 apresentou 10 cm de espessura na floresta e 12 cm na pastagem; a vertente 2 apresentou 25 cm de espessura na floresta e 14 cm na pastagem) (Tab. 21).

Na vertente 1, há intensa atividade pastoril e uma área de floresta com estrutura arbórea aberta com composição de bambus, apresentando matéria orgânica de 17,41 g/kg (pastagem) e 14,22 g/kg (floresta).

A vertente 2 apresenta atividade pastoril menos intensa e área de floresta mais fechada, composta de palmeiras, com 10,04 g/kg de matéria orgânica na área da pastagem e 10,32 g/kg na de floresta. As duas vertentes possuem horizonte B bem desenvolvido, variando de drenagem moderada a bem drenado (Fig. 58).

As diferenças nos totais de matéria orgânica podem estar relacionadas às diferenças de declividade entre as áreas, ao tipo de composição florestal e ao manejo diferenciado entre ambas. A maior fixação de matéria orgânica no horizonte superficial (A) da vertente 1 reflete a baixa declividade, a rapidez no ciclo de desenvolvimento da floresta de bambu e o replantio de pastagens, aumentando os valores em relação à vertente 2.

Figura 58 – Perfis dos solos das áreas das parcelas experimentais.



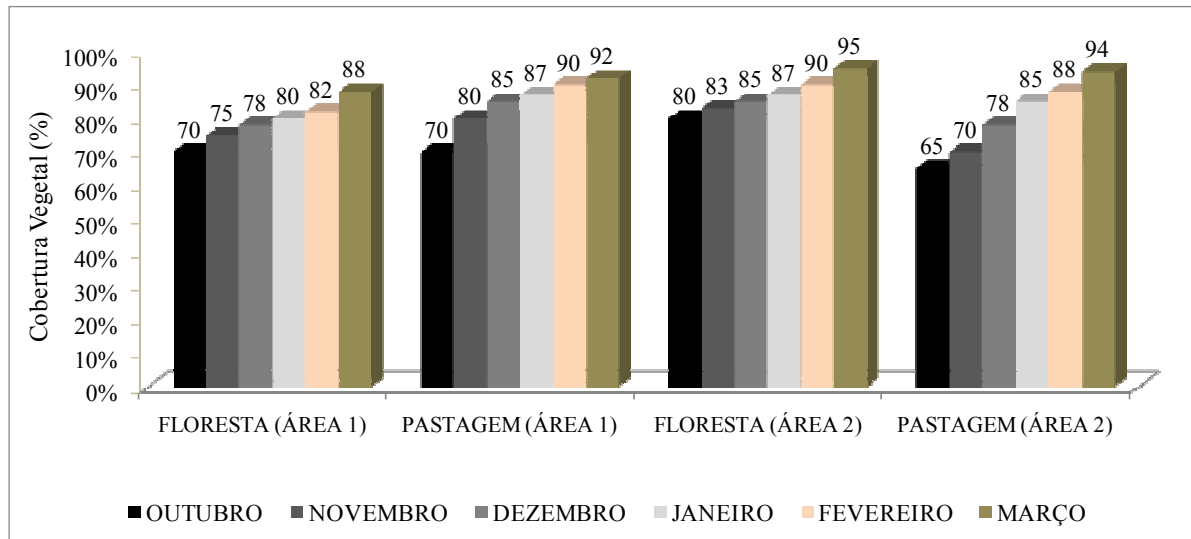
Observa-se ARGISSOLO VERMELHO-AMARELO Distróficos, típicos em área de pastagem na vertente 1 (A) e a coleta de amostras em um ARGISSOLO VERMELHO-AMARELO Alítico abruptos em área de pastagem na vertente 2 (B).

Fotos: Autor – outubro/2010 (A); Arcos - outubro/2010 (B).

5.5.1 Análise da Cobertura Vegetal

A cobertura vegetal (CV) é componente fundamental para os estudos ambientais que fazem menção ao comportamento hidrogeomorfológico. Nas vertentes estudadas, a cobertura vegetal foi monitorada em ambas as áreas mensalmente, culminando com os resultados da figura 59.

Figura 59 – Cobertura vegetal (%), mensal, nas áreas das parcelas experimentais



Nota: Valores das áreas de pastagem referem-se a cobertura vegetal de superfície. Valores nas áreas de floresta referem-se a cobertura vegetal de dossel.

Fonte: Pesquisa de campo – 2010/2011

A partir dos resultados, observou-se que no mês de outubro/2010 (início do monitoramento) a floresta da área 1 estava com menor CV do que a floresta da área 2 (70% e 80%, respectivamente). As duas continuaram aumentando a CV, porém, esta última, por ser uma área de floresta aberta com estrato arbustivo denso, apresentou 95% de CV no final do experimento, no mês de março/2011.

As áreas de pastagem também apresentaram o mesmo ritmo de CV ao longo do monitoramento. No entanto, a pastagem da área 1 apresentou CV maior no início e durante cinco meses de monitoramento, apresentando valor maior no último mês (março/2011), chegando aos 94%. Observa-se que, em geral, há uma inversão quanto às classes de cobertura nas áreas, sendo que a cobertura por floresta da área 1 é menor que a cobertura da área 2, enquanto que a cobertura por pastagem da área 1 é maior que a da área 2, exceto no mês de março/2011. O comparativo do incremento mensal da CV nas áreas das parcelas está disposto na tabela 21.

Tabela 21 – Incremento mensal (%) da CV nas áreas das parcelas experimentais

Meses	Floresta (área 1)	Pastagem (área 1)	Floresta (área 2)	Pastagem (área 2)
Out/Nov	6,60	12,50	3,61	7,14
Nov/Dez	3,84	5,88	2,35	10,25
Dez/Jan	2,50	2,29	2,29	8,23
Jan/Fev	2,43	3,33	3,61	3,40
Fev/Mar	6,81	2,20	5,26	6,38
TOTAL	22,18	26,20	17,12	35,40

Fonte: Pesquisa de campo – 2010/2011

Analisando os dados da tabela 21, observa-se que as áreas de pastagem da área 1 e 2 tiveram incremento significativo de CV durante os seis meses de monitoramento das parcelas, chegando a 26,2 e 35,4% de aumento, respectivamente. A CV de floresta da área 1 superou a da área 2 em, aproximadamente, 5% de CV. Tais dados nos permitem afirmar que as áreas de pastagem desenvolveram-se com maior rapidez em ambas as parcelas.

A composição granulométrica, a partir da utilização do diagrama de classificação textural de solo é apresentada na tabela 22.

Tabela 22 - Análise textural do solo nas áreas das parcelas experimentais

Pontos de Coleta	Horiz.	Prof. (cm)	Granulometria			Granulometria(%)			Classe Textural
			Areia	Silte	Argila	Areia	Silte	Argila	
		g.kg ⁻¹%.....			
V1P	Ap	0-12	652	195	153	65,2	19,5	15,3	Franco-arenoso
V1P	AB	10-33	584	184	232	58,4	18,4	23,2	Franco Argilo-Arenoso
V1P	Bt	33-100	462	184	354	46,2	18,4	35,4	Franco Argilo-Arenoso
V1F	A	0-10	617	188	195	61,7	18,8	19,5	Franco Arenoso
V1F	Bt	10-100	491	183	326	49,1	18,3	32,6	Franco Argilo-Arenoso
V2P	Ap	0-14	269	526	205	26,9	52,6	20,5	Franco siltoso
V2P	Bt ₁	14-49	126	396	478	12,6	39,6	47,8	Argiloso
V2P	Bt ₂	49-110	120	372	508	12,0	37,2	50,8	Argiloso
V2F	A	0-25	259	466	275	25,9	46,6	27,5	Franco argiloso
V2F	Bt ₁	25-55	119	359	522	11,9	35,9	52,2	Argiloso
V2F	Bt ₂	55-105	135	335	530	13,5	33,5	53,0	Argiloso

NOTA: V= vertente; P= pastagem; F= Floresta

As amostras retiradas das trincheiras, pontos V1F e V2F, em locais de florestas nativas, serviram de parâmetro para comparação destas com as amostras retiradas da pastagem (V1P, V2P).

As amostras referentes aos pontos V2P, representantes de áreas de pastagens, demonstraram resultados granulométricos característicos de textura argilosa, característica similar à encontrada no ponto referente à coleta em floresta (V2F).

As amostras referentes ao ponto V1P, demonstram características de solos de textura média resultados semelhantes ao ponto V1F onde se tem área de floresta.

Segundo Amaral (2003), os solos da região do Baixo Acre são mais ácidos e menos férteis. Isso corrobora os dados de pH dos solos analisados nas áreas 1 (referente aos perfis 1 e 2) e 2 (referente aos perfis 5 e 6), que apresentaram valores médios de 4,6 e 4,7, respectivamente (Apêndice E).

Dados de porosidade também são fundamentais para o entendimento do processo de escoamento, compreendendo-se que quanto maior o percentual de poros, maiores serão as taxas de infiltração da água e, conseqüentemente, menor o escoamento, resguardando-se a relação entre macro e microporos.

A porosidade no ponto V1P (referente ao perfil 1) apresentou o menor valor (35,4%) nos primeiros 12 cm de profundidade (Apêndice E). Atribui-se tal resultado, ao pisoteio do gado e a conseqüente compactação das camadas superiores do solo. Já na área de floresta (V1F, perfil 2) ocorreu o inverso, com valores maiores de porosidade em relação a área de pastagem (44,7%) nos primeiros 10 cm (Apêndice E).

Na área 2 (referente aos perfis 5 e 6) o ponto V2P (perfil 5) apresentou a mesma regularidade da área 1 na área de pastagem, com valores de porosidade menores nos primeiros 14 cm (42,8%) (Apêndice E). Na área de floresta, V2F (perfil 6), o comportamento foi semelhante, porém, com valor maior que na área de pastagem, apresentando 46,1% de porosidade nos primeiros 25 cm, e aumentando nas profundidades seguintes (46,5% de 25 a 55 cm; 48,3% de 55 a 105 cm). Aos valores de porosidade, atribui-se tal comportamento às condições estruturais do solo, constituído de blocos angulares a subangulares, portanto, apresentando alta porosidade (Apêndice E).

5.5.2. Perdas por escoamento superficial na pastagem – Vertente 1

Com a análise dos dados correspondentes à perda de água e sedimentos da vertente 1 nas parcelas experimentais instaladas em cobertura de floresta e pastagem, foi possível verificar variações nas respostas do escoamento superficial para os eventos coletados, conforme exemplos descritos na tabela 23.

Tabela 23 – Valores de perdas de água e sedimentos na Vertente 1

Pastagem	P (mm)	PA (L)	OS (g)	Floresta	P (mm)	PA (L)	PS (g)
16/11/2010	100	66,1	9,499	29/10/2010	38	87,7	182,074
24/11/2010	50	95,2	19,493	16/11/2010	130	78,8	144,062
24/12/2010	30	37,1	76,233	30/12/2010	25	70,1	78,056
26/12/2010	10	28,6	68,503	09/01/2011	50	69,8	50,996
16/02/2011	42	81,2	6,926	28/03/2011	43	79,4	27,337
31/03/2011	110	76,4	5,585	31/03/2011	70	86,0	23,839

NOTA: 1) P= Precipitação; PA= Perda de água; PS= Perda de Sedimentos

2) Dados extraídos do Apêndice B.

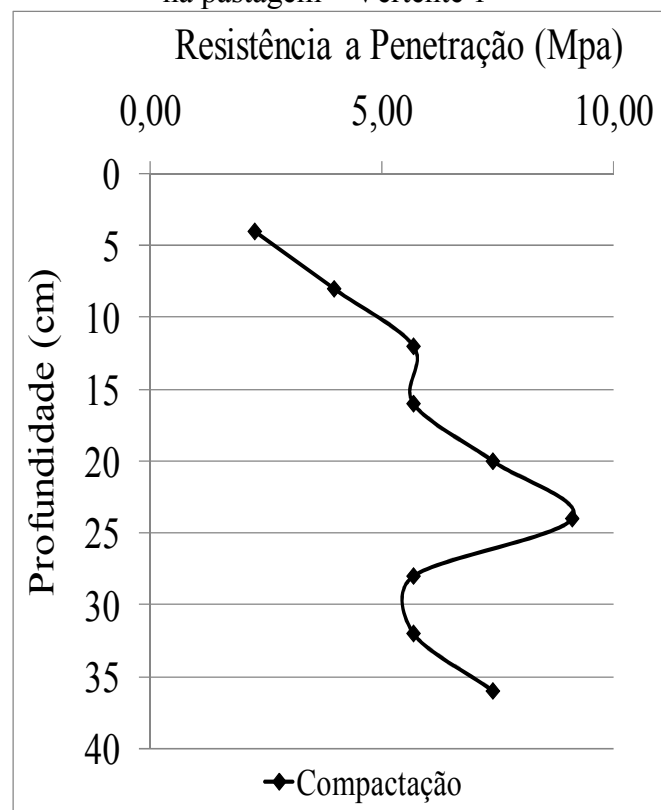
A partir dos resultados obtidos, observou-se que há uma relação dos valores de precipitação com os valores de perda de água e sedimentos. Porém, essa relação não ocorre de forma linear e tende a ser desproporcional às aludidas perdas. O evento chuvoso ocorrido em 24/11/2010 na parcela da área de pastagem correspondeu a 50 mm sendo que desse total 95,2 L foram escoados, correspondendo a maior perda de água registrada no período observado. Para esse mesmo evento, a perda de sedimentos totalizou 19,493 g, vindo a ser um dos menores valores dentre os maiores observados no período.

Em contrapartida, o evento chuvoso dos dias 24 e 26/12/2010 corresponderam a 30 e 10 mm ocasionando a perda de água de 37,1 e 28,6 L e de sedimentos na ordem de 76,233 e 68,503 g, respectivamente, culminando com os maiores valores de perda de sedimentos e menores valores de perda de água durante todo o período de observação (Apêndice B). Provavelmente, os dados podem estar associados às características do solo (incluindo-se a umidade antecedente), à CV e a intensidade das chuvas. Correlacionando-se os dados de precipitação com a perda de água durante o período observado, utilizando-se da correlação de Pearson (r), obtivemos o valor de $r = 0,48$, demonstrando-se ser uma correlação fraca (Apêndice D).

Valores exorbitantes, como os observados nos dias 26/12/2010 e 31/03/2011 na área de pastagem, demonstram a complexidade deste tipo de análise, onde diversos fatores contribuem para as diferenças, no caso, observou-se maior perda de sedimentos em eventos de baixa precipitação, evidenciando-se as características da precipitação, como a intensidade, que pode ter refletido em tais valores (Tab. 23).

Nessa área, o solo apresentou caráter arenoso (65,2% de areia, nos primeiros 12 cm de profundidade), determinando uma pequena saída de sedimentos (Tab. 22), considerando-se que a areia tende a ser mais densa e, por isso, mais difícil de ser carregada pelo escoamento. Associado a isso, o uso da terra para criação de bovinos contribuiu significativamente para a compactação das camadas superiores do solo (2,26 a 9,10 Mpa, nos primeiros 25 cm), favorecendo o escoamento superficial em 24/11/2010. Observe o gráfico (Fig. 60) com os valores de resistência à penetração para a área da parcela.

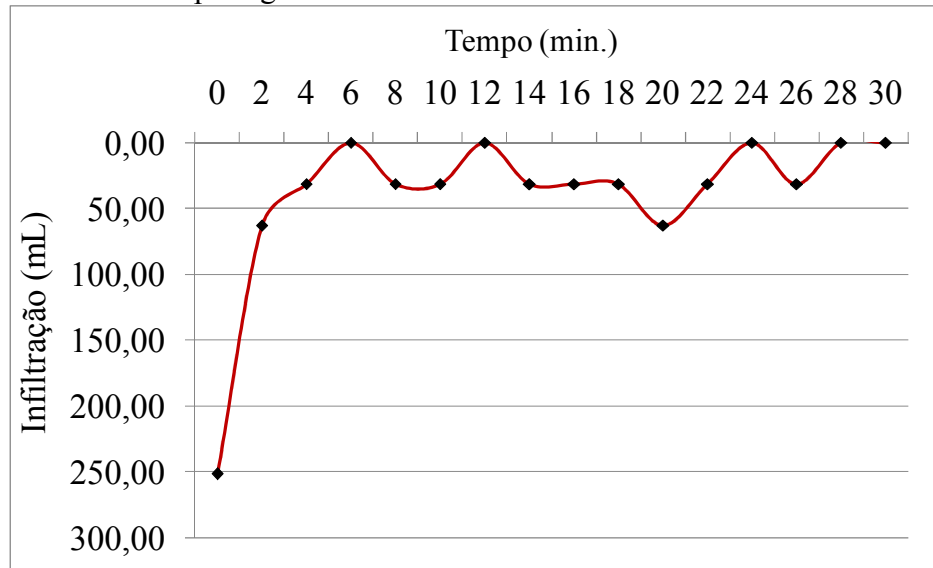
Figura 60 – Demonstrativo da compactação do solo na pastagem – Vertente 1



O aumento da compactação favorece a diminuição da porosidade do solo. Para essa situação, a porosidade apresentou valor médio de 37,6% para todo o perfil analisado, com menor porosidade (35,4%) nos primeiros 12 cm. Essa condição, favoreceu a diminuição

da capacidade de infiltração do solo, apresentando em média 19,62 mL/min, estimulando o escoamento superficial (Fig. 61).

Figura 61 – Demonstrativo da capacidade de infiltração de água no solo na pastagem – Vertente 1



O percentual de cobertura vegetal (CV), na ordem de 80%, parece ter sido um fator fundamental para reter os sedimentos na base dos tufo das gramíneas. No entanto, os dados de escoamento da água no dia 24/11/2010 (Tab. 23) foram elevados, o que sugere que a CV não exerceu papel determinante frente às demais variáveis já explicitadas. Isto está, possivelmente, associada à intensidade dos eventos chuvosos, que parecem ter contribuído para as diferenças de perda, elevando os valores do escoamento superficial, em razão da umidade antecedente do solo, muito embora a quantidade de chuva tenha sido menor.

Esse fato por estar associado ao que ocorreu nos eventos chuvosos dos dias 24 e 26/12/2010, quando observou-se uma quantidade de chuva pequena em ambos os dias (30 mm e 10 mm, respectivamente), com baixo valor de perda de escoamento (37,1 e 28,6 L) mas valores elevados de perda de sedimentos durante o monitoramento (76,233 e 68,503 g, respectivamente) (Tab. 23).

As características da chuva podem ter contribuído com esse comportamento anômalo, pois, comparativamente, no dia 31/03/2011 precipitou 110 mm, com perda de sedimentos de 5,585 g, valor este diferente dos demais, o que sugere que as características da chuva nesse dia, que foi mais duradoura mas menos intensa, produzindo também baixo valor de escoamento superficial. Os dados de correlação entre a precipitação e a perda de

sedimentos, conforme Pearson (r) demonstra que não houve correlação forte entre as duas variáveis, apresentando $r = -0,07$, portanto, baixa e negativa.

5.5.3. Perdas por escoamento superficial na floresta – Vertente 1

Na parcela experimental em área de floresta houve diferenças em relação às perdas de água e sedimentos. Os dados referentes aos dias 29/10/2010, 16/11/2010, 30/12/2010, 09/01/2011, 28/03/2011 e 31/03/2011 revelam anomalias que seguem as explicações anteriores, com precipitações na ordem de 38, 130, 25, 50, 43 e 70 mm, respectivamente (Tab. 23).

Entretanto, o evento chuvoso do dia 29/10/2010 produziu os maiores valores de perda de água e sedimentos em todo o período estudado, embora tenha precipitado apenas 38 mm. Atribui-se a maior perda de sedimentos e água ao fato de ter sido a primeira coleta realizada após a instalação da parcela, o que gerou sedimentos, bem como a remobilização dos produzidos pela ação da mesofauna no último período de estiagem (fato que pode mascarar a análise). Soma-se a isto, a intensidade da precipitação do dia, considerando-se que os indivíduos do sub-bosque da floresta estavam dispostos de forma rarefeita, não impedindo que a gota d'água originada da copa das árvores chegasse ao solo, produzindo o efeito *splash* e o escoamento superficial da água (Fig. 62).

Figura 62 – Demonstração do efeito *splash* na parede da parcela instalada em área de floresta



No detalhe, os sedimentos desprendidos da superfície em razão do impacto da gota de água da chuva, gerando o efeito *splash*.

Foto: Autor – outubro/2010

Segundo os dados da tabela 23, o evento chuvoso do dia 16/11/2010 foi, comparativamente, superior a três vezes (130 mm) do que o do dia 29/10/2010 (38 mm). Mesmo apresentando a segunda maior perda de sedimentos (144,062 g) e uma das maiores perdas de água por escoamento (78,8 L) durante o período observado, as perdas do dia 16/11/2010 ainda são menores do que as do dia 29/10/2010, que foram de 87,7 L para água e 182,074 para sedimentos. Podemos considerar que, embora o índice pluviométrico tenha sido maior, a intensidade da chuva foi menor e mais duradoura, não apresentando energia suficiente para alcançar os valores da primeira amostra.

Do mesmo modo, os eventos chuvosos dos dias 30/12/2010 e 09/01/2011 apresentaram índices pluviométricos na ordem de 25 mm e 50 mm, com perda de água de 70,1 L e 69,8 L, e perda de sedimentos de 78,056 g e 50,996 g, respectivamente. Mesmo com uma diferença de 50% no total de precipitação, o evento do dia 30/12/2010 alcançou níveis mais elevados de perda para ambas as variáveis em relação ao evento chuvoso do dia 09/01/2011.

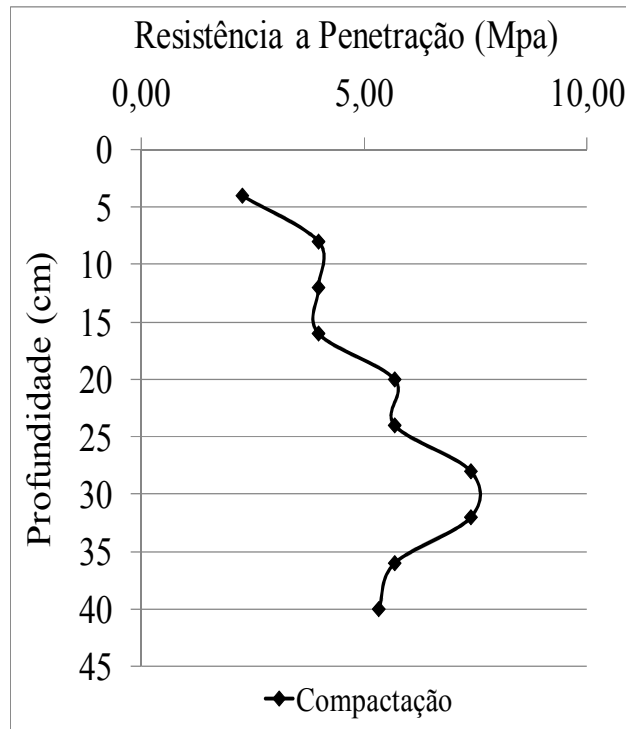
Nessa situação, percebe-se que a CV de floresta aberta com bambu, aliada à intensidade da precipitação pode ter sido o fator fundamental para o comportamento observado na área da parcela, embora esta deva ser analisada em conjunto com as demais variáveis analisadas. A CV iniciou-se com 70%, finalizando com 88% no monitoramento realizado (Fig. 59).

De acordo com a correlação de Pearson (r), os dados de precipitação com os dados de perda de água e sedimentos, obteve-se os valores de $r = 0,55$ e $0,50$, respectivamente, demonstrando que há correlação positiva mediana entre ambas as variáveis.

Corroborando o comportamento acima descrito, há que se considerar ainda as condições dos solos, CV e as características da precipitação.

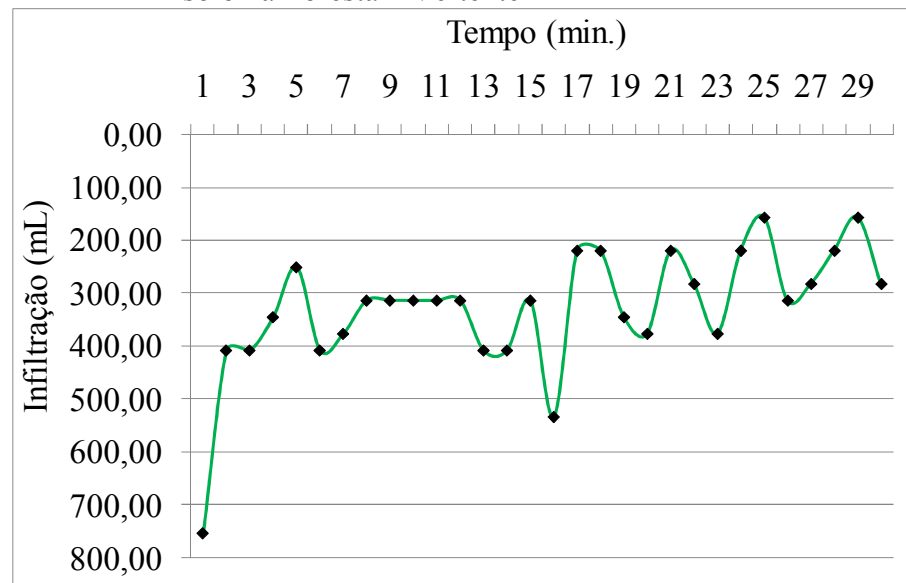
A média de porosidade do solo da área é de 44,5%, valor que condiz com os níveis de compactação que se inicia com 2,26 Mpa nos primeiros 4 cm, e aumenta para 5,68 Mpa aos 20 cm (Fig. 63). Essa condição de porosidade e compactação, tende a favorecer, num primeiro momento, o processo de escoamento superficial, mas que tende a perder importância, uma vez que os valores de escoamento tendem posteriormente a diminuir, como mostram os dados de perda de água dos dias 30/12/2010 e 09/01/2011 (Tab. 23).

Figura 63 – Demonstrativo da compactação do solo na floresta – Vertente 1



Quanto a textura, o solo possui característica franco-arenosa a franco-argilo-arenoso, com 61,7% de areia nos primeiros 10 cm e 32,6% de argila no restante do perfil (Tab. 22). Essa característica contribuiu para que tenha ocorrido maior infiltração, que na área apresentou média de 328,65 mL/min, em detrimento do escoamento nas camadas superficiais. No entanto, com o aumento no teor de argila, houve uma rápida impermeabilização passando a favorecer o escoamento, conforme demonstrativo dos ensaios de infiltração na área (Fig. 64).

Figura 64 – Demonstrativo da capacidade de infiltração de água no solo na floresta – Vertente 1



5.5.4. Comparativo de perdas entre floresta e pastagem – Vertente 1

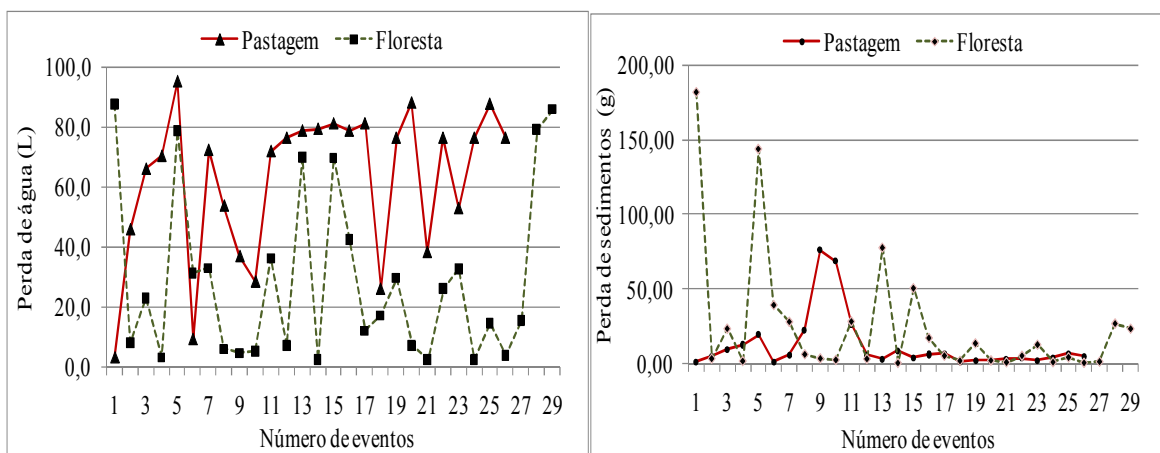
Para a caracterização real dos processos ocorridos na área de pastagem e área de floresta, faz-se necessário atentar para os valores totais de perda de água e sedimentos em ambas as áreas, analisando-se estatisticamente os resultados. Para tanto, passou-se a caracterizar a influência do uso da terra em suas diferentes coberturas vegetais, com a discussão dos dados em um contexto amplo para melhor compreensão dos dados em questão.

De acordo com os dados da parcela da área de pastagem, o total de precipitação no período observado foi de 11.720 L, sendo que 1.629,4 L (13,9% do total) corresponderam à perda de água e 320,320 g à de sedimentos por erosão superficial. Já na parcela da área de floresta, a precipitação correspondeu a 9.360 L, com 840,1 L (8,97% do total) de perda de água e 723,720 g de sedimentos (Apêndice B).

Como se observa a partir dos dados do Apêndice B, a área de pastagem perdeu mais água do que a área de floresta. Este fato pode estar atrelado às diferenças de cobertura do solo, a quantidade de raízes e a serrapilheira, mesmo que pouco desenvolvida, presente na superfície da área de floresta, fatores estes que podem facilitar a infiltração em detrimento do escoamento superficial. Na área de pastagem, isso ocorre com menor proporção, considerando-se que as gotas de água da chuva chegam com maior facilidade à superfície e proporcionam maior escoamento.

Embora o total precipitado da área de pastagem, como pode ser observado pelo Apêndice B, seja maior que da área de floresta (diferença de 2.360 L), o número de amostras dessa última foi maior (29 amostras) do que a primeira (26 amostras), demonstrando que as chuvas na área de gramínea (pastagem) foram mais intensas do que as da área de floresta. Mesmo assim, a perda de sedimentos na área de floresta foi muito maior do que na área de pastagem, correspondendo a um acréscimo de 55,74% em relação ao total de perda das duas áreas (Fig. 65).

Figura 65 – Perda de água e sedimentos na parcela da pastagem e da floresta - Vertente 1

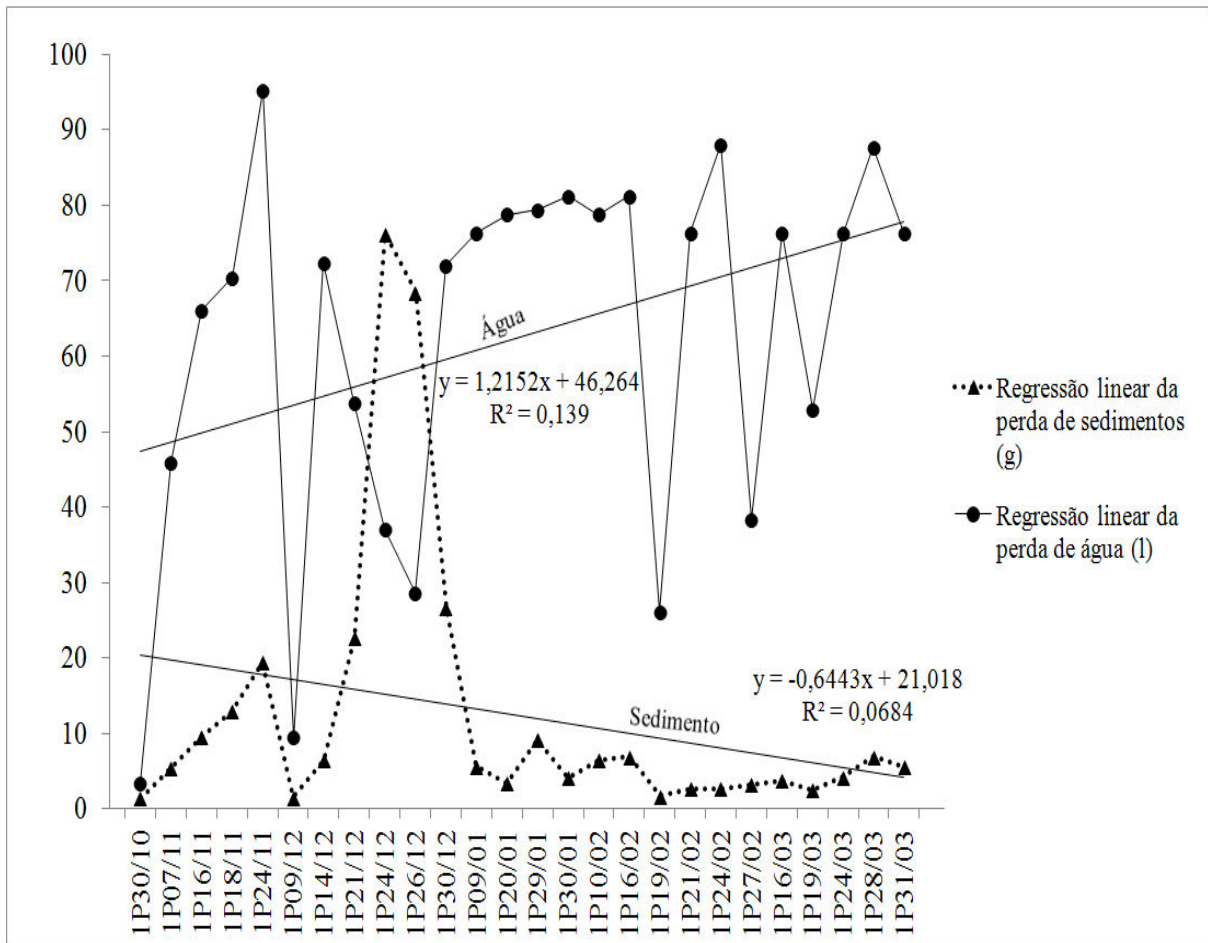


Considerando-se a média de perda de água da área de pastagem (62,67 L) com o desvio padrão (24,93), percebe-se que há diferenças altas entre os valores, com o desvio padrão se distanciando em muito da média observada, o que pode ser explicado pela interferência de fatores naturais.

A média da perda de sedimentos foi de 12,32 e desvio padrão de 18,85, valores que também indicam diferenças significantes que podem ser explicadas pelo comportamento dos valores extremos observados ao longo do período de análise. A regressão linear apresentada na figura 66 demonstrou índice de determinação baixo para perda de água ($R^2=0,139$) e sedimentos ($R^2=0,0684$), indicando uma alta variabilidade dos dados durante o período de observação, não se adequando ao modelo estatístico utilizado.

A correlação de Pearson (r) para ambas as variáveis (água e sedimento) apresentou-se baixa e negativa ($r=-0,23$), demonstrando o comportamento inverso para os dados no período observado.

Figura 66 – Regressão linear da perda de água e sedimento na pastagem - Vertente 1

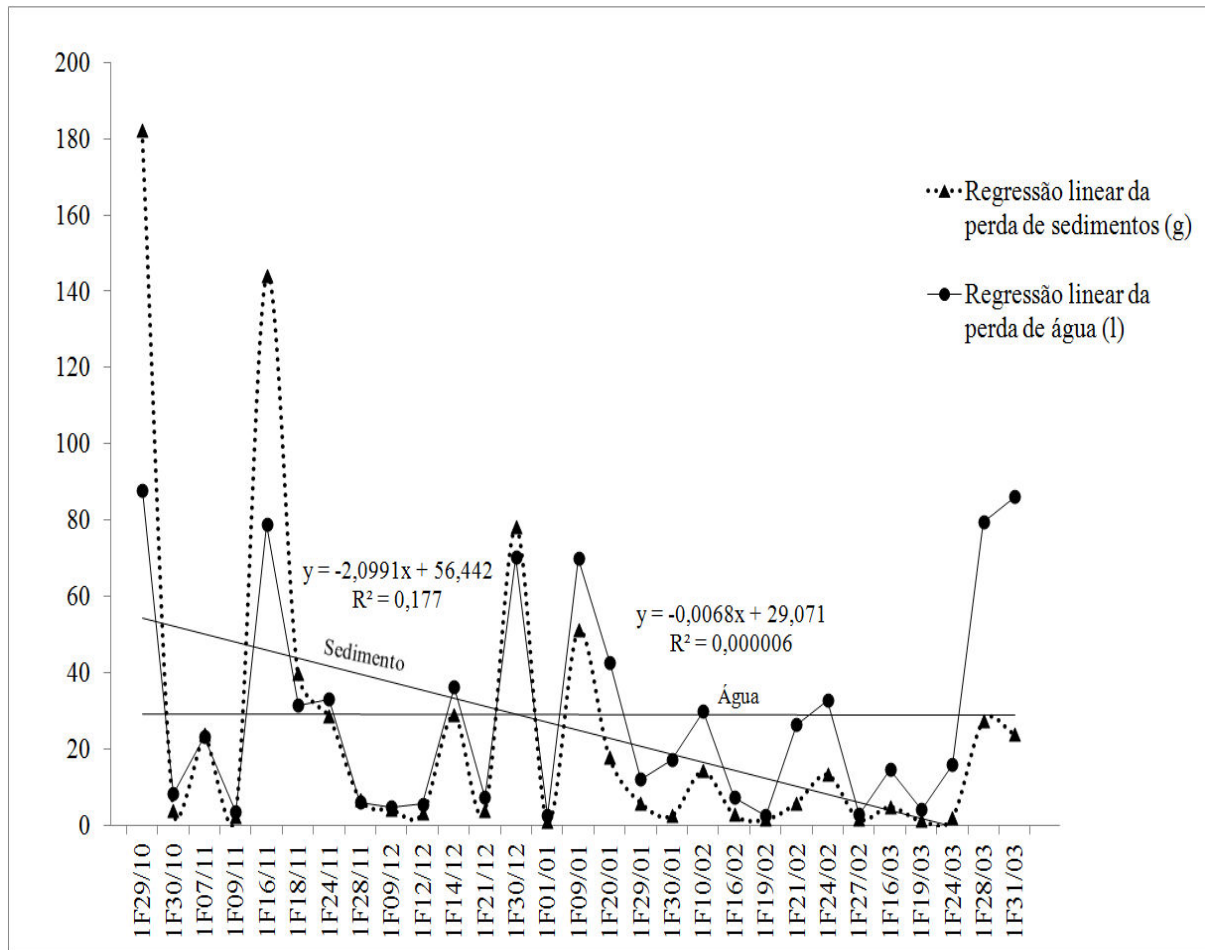


A área de floresta, para a perda de água, apresentou média de 28,97 e desvio padrão de 28,42, demonstrando que os dados estão bem representados e que o comportamento foi normal ao longo do período. Porém, para a perda de sedimentos, houve um distanciamento dos dados em relação à média (24,96), demonstrando-se desvio de 42,48 (Apêndice B).

A regressão linear apresentada pelo modelo da figura 67 indicou índice de determinação nulo para perda de água ($R^2 = 0,000$) e baixo para a perda de sedimentos ($R^2 = 0,177$), indicando uma alta variabilidade dos dados durante o período de observação, não permitindo que estes se adequem ao modelo estatístico utilizado.

Mesmo com a alta variabilidade dos dados, foi calculada a correlação de Pearson (r) entre a água e sedimento. O valor de $r = 0,75$ demonstra haver correlação positiva de perdas por escoamento de água e sedimentos durante o período observado.

Figura 67 – Regressão linear da perda de água e sedimento na floresta - Vertente 1



Para melhor comparação entre os dados de perda de água e sedimentos por escoamento superficial, aplicamos o T-teste para duas amostras independentes em dois períodos distintos, como apresentado na tabela 24.

Tabela 24 - Resultado da aplicação do “T”-Teste para comparar a perda de água e sedimentos nas parcelas da pastagem e da floresta - área 01.

Indicadores (perda)	Teste para Igualdade de Variância		Teste T para Igualdade de Médias							Intervalo de 95% de confiança para a diferença de médias	
	Variâncias	F	F-Sig.	T-Calc.	DF	P-valor	Diferença de Médias	Erro Padrão da Diferença de Médias	Inf.	Sup.	
ÁGUA	Iguais	0,269	0,606	4,650	53,0	0,000	33,70	7,2467	19,16	48,23	
	Diferentes	-	-	4,684	52,9	0,000	33,70	7,1944	19,27	48,13	
SEDIMENTO	Iguais	4,226	0,045	-1,397	53,0	0,168	-12,63	9,0431	-30,77	5,50	
	Diferentes			-1,450	39,5	0,155	-12,63	8,7120	-30,25	4,97	

Fonte: Software SPSS/Pesquisa de campo-2010/2011

Para fins de análise, inicialmente foi testado se a perda de água e sedimentos na floresta e na pastagem foi significativa nas situações citadas. Para tanto, testou-se a igualdade de variâncias, na qual se verificou que o teste T a ser utilizado para os dois casos deve ser o do pressuposto de variâncias iguais.

Realizado o teste (Tab. 24), notou-se que somente existiu diferença significativa na perda de água em relação a floresta e pastagem (p-valor=0,000). Com relação a perda de sedimentos o teste apresentou-se não significativo (p-valor=0,168), mostrando que não existiu diferença de perda dos sedimentos nas parcelas experimentais da floresta e da pastagem na vertente 1.

Conforme demonstrado anteriormente, a área de floresta apresentou maior perda de sedimentos em relação à área de pastagem. No entanto, estatisticamente, o teste demonstrou não haver diferença entre as duas parcelas. Isto ocorreu devido a presença de valores considerados *outliers* relativos à eventos chuvosos isolados que proporcionaram perdas extremamente baixas ou extremamente elevadas, afetando significativamente o teste utilizado.

5.5.5. Perdas por escoamento superficial na pastagem - Vertente 2

Os dados correspondentes à perda de água e sedimentos da vertente 2 assim como os da vertente 1, também apresentaram variações durante o período de monitoramento, com relação ao total de precipitação e as respectivas perdas, tanto para a parcela experimental da cobertura de floresta como da pastagem (Tab. 25).

Tabela 25 – Valores de perdas de água e sedimentos na Vertente 2

Pastagem	P (mm)	PA (L)	PS (g)	Floresta	P (mm)	PA (L)	PS (g)
29/10/2010	50	78,4	42,430	09/01/2011	100	76,4	93,995
16/11/2010	80	78,4	42,861	29/01/2011	20	5,0	1,124
09/01/2011	100	76,4	11,582	02/02/2011	45	58,5	54,159
20/01/2011	50	76,4	17,427	22/02/2011	25	74,4	70,286
22/02/2011	40	74,4	20,862	27/03/2011	75	74,4	195,092
17/03/2011	20	62,2	12,092	31/03/2011	65	74,4	331,340

NOTA: 1) P= Precipitação; PA= Perda de água; PS= Perda de Sedimentos
2) Dados extraídos do Apêndice B.

Na parcela experimental da pastagem da vertente 2, pode-se verificar algumas anomalias com relação à perda de água e sedimentos por escoamento superficial. Percebe-se isto através da observação dos valores da tabela 25. Nos eventos chuvosos correspondentes à essas amostragens, obteve-se valores de precipitação que produziram diferentes perdas de água e sedimentos para ambos os eventos. Neste caso, ficou evidenciado que não há uma linearidade para as condições de perda, considerando-se as diversas variáveis envolvidas no processo de escoamento superficial.

Comparando-se a perda de água e sedimentos, por exemplo, tem-se que os eventos chuvosos dos dias 29/10/2010 e 16/11/2010 apresentaram os valores extremos altos de água (78,4 L) e sedimentos (42,430 g e 42,861 g, respectivamente). Considerando-se ser no início do período chuvoso na região e o solo ainda apresentar-se insaturado, tal comportamento não pode ser explicado sem incluir outras variáveis na análise dos resultados (condição do solo e CV).

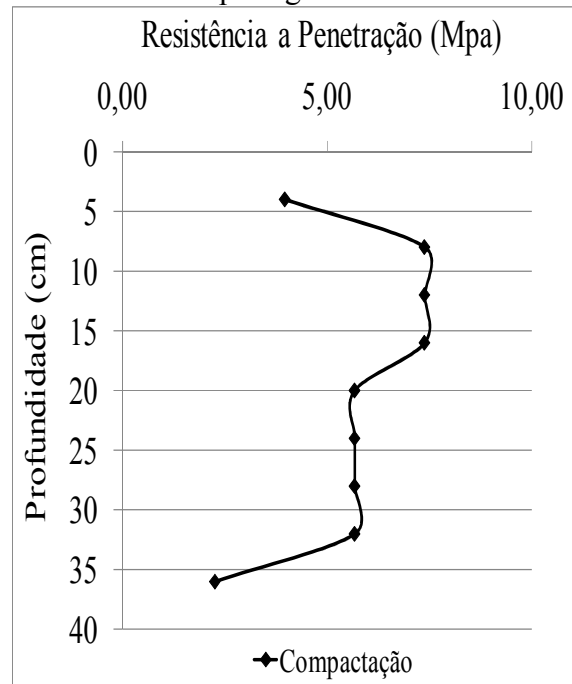
A priori, acredita-se que a baixa CV (65 a 70%) e a terra solta em razão do pisoteio do gado, e ação da mesofauna no início do monitoramento, aliada às intensas chuvas ocorridas nesses dois eventos tenha contribuído para o maior deslocamento de partículas, culminando com altos valores de perda.

Essa condição se inverte nos eventos chuvosos ocorridos em 09/01/2011, 20/01/2011, 22/02/2011 e 17/03/2011, quando a intensidade das chuvas, aliada às características do solo e a CV podem ter tido maiores interferências.

No caso da perda de água, que se manteve extrema em três eventos seguidos (29/10/2010, 04/11/2010 e 16/11/2010), acredita-se que as características do solo (incluindo a umidade antecedente) podem ter influenciado significativamente os resultados. Correlacionando-se a perda de água com os dados de precipitação, obtem-se o valor de $r = 0,59$, demonstrando que há uma correlação positiva, embora de média expressão.

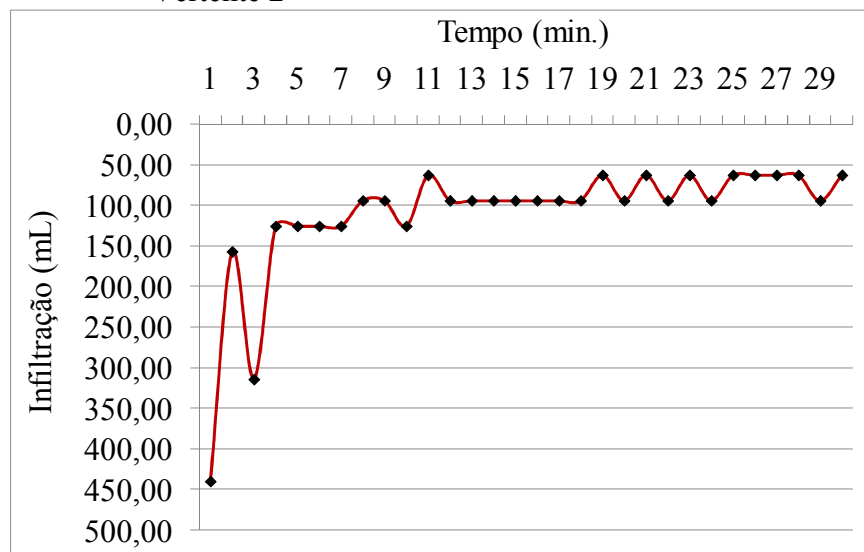
O solo apresenta característica texturais franco-siltosa (52,6% de silte) nos primeiros 14 cm e passando a argilosa de 14 a 49 cm de profundidade, com 47,8% de argila. A porosidade nos primeiros 14 cm apresentou valor de 42,8%, portanto, um solo com alta porosidade mas que, em função da alta percentagem de argila, dificulta o processo de infiltração favorecendo o escoamento. Aliado a isso, a análise dos dados de compactação em campo, indicou haver compactação das camadas superiores, apresentando valores de 3,97 Mpa nos primeiros 4 cm, alcançando 7,39 Mpa de 4 a 16 cm profundidade (Fig. 68).

Figura 68 – Compactação do solo na pastagem- Vertente 2



A partir da análise destes dados, podemos inferir que trata-se de um solo compactado e, embora apresentando alta porosidade, esta não foi suficiente para aumentar a capacidade de infiltração (média de 110,95 mL/min) (Fig. 69) e impedir a perda de água por escoamento superficial.

Figura 69 – Capacidade de infiltração de água no solo na pastagem – Vertente 2



5.5.6. Perdas por escoamento superficial na floresta – Vertente 2

Na análise dos dados (Apêndice B) da parcela experimental instalada em cobertura de floresta na área 2, identifica-se valores anômalos quanto à perda de água e sedimentos por escoamento superficial. No período monitorado, os valores referentes a perda de sedimentos foram mais elevados do que nas situações anteriormente discutidas. Os eventos chuvosos dos dias 09/01/2011, 02/02/2011, 22/02/2011, 27/03/2011 e 31/03/2011 apresentaram valores extremos de perda de água e sedimentos por escoamento, merecendo maiores discussões (Tab. 25).

O evento chuvoso do dia 09/01/2011 produziu 100 mm, com perda de água totalizando 76,4 L e de sedimentos no valor de 93,995 g. Tal situação pode estar relacionada à intensidade da precipitação do dia e, em decorrência disso, o revolvimento da serrapilheira existente em superfície, facilitando o desprendimento de partículas do solo promovendo, dessa maneira, uma maior perda de água e de sedimentos. Na área da parcela, a CV no mês de janeiro foi de 87% o que pode também ter contribuído com esse comportamento.

A precipitação sofre variações de tempo e espaço, fato já bastante reconhecido pela literatura pertinente (TUBELIS e NASCIMENTO, 1980; AYOADE, 1998; STEINKE, 2012) fato que pode ter facilitado a ocorrência de enxurrada no interior da parcela experimental, já que naquele dia, ocorreu o maior valor de precipitação em todo período observado (Tab. 25).

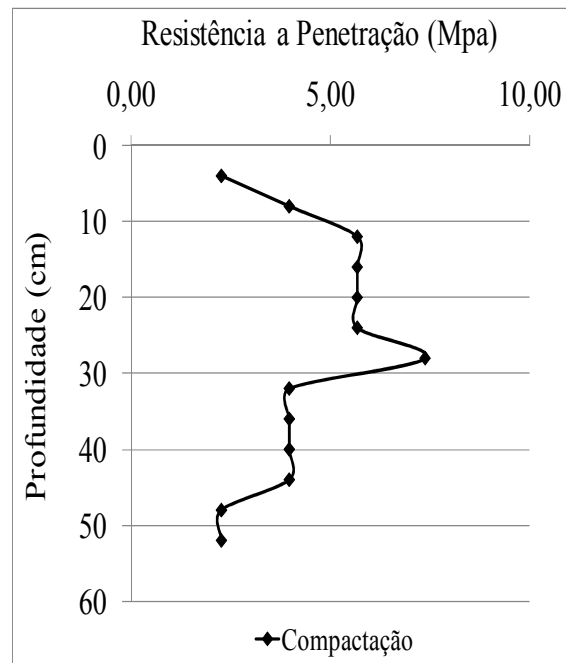
Os dados da tabela 25 indicam diferenças significativas no comportamento dos dados dos dias 02/02/2011 e 22/02/2011, no que refere à quantidade de precipitação e às perdas geradas por escoamento superficial. No primeiro caso, ocorreu o total de 45 mm de precipitação, com a perda de água no valor de 58,5 L e de 54,159 g de sedimentos. No segundo, foram precipitados 25 mm de chuva e registrados 74,4 L de perda de água e 70,286 g de sedimentos. Conforme estes dados, e considerando que nesse período não foi verificada ocorrência de terra solta que pudesse ter sido removida pelo escoamento, é possível que as condições de solo e CV (90%) possam ter influenciado para que uma precipitação mais baixa tivesse gerado maior perda de água e sedimentos. O cálculo de correlação de Pearson (r) indicou o valor de $r = 0,45$, sendo positiva e fraca a correlação entre os dados de precipitação e perda de sedimentos.

Os solos dessa parcela experimental são caracterizados como franco-argiloso, apresentando 27,5% de argila nos primeiros 25 cm, e como argiloso de 25 a 55 cm, com total

de argila de 52,2%. Apresentou 46,1% de porosidade nos primeiros 25 cm, portanto, tratando-se de um solo com alta porosidade, com compactação medida de 2,26 Mpa (0-4 cm) 3,97 Mpa (4-8 cm) e 5,68 Mpa (8-12 cm de profundidade) (Fig. 70).

Dessa forma, acredita-se que certa quantidade de chuva do dia 02/02/2011 possa ter se infiltrado devido à umidade antecedente do solo, oriunda das chuvas que ocorreram nos dias 29 e 31/01/2011. Quanto a quantidade de sedimentos, esse pode ter sido influenciado pelo efeito dos deslocamento de partículas do solo causadas pelo respingo das gotas de chuva.

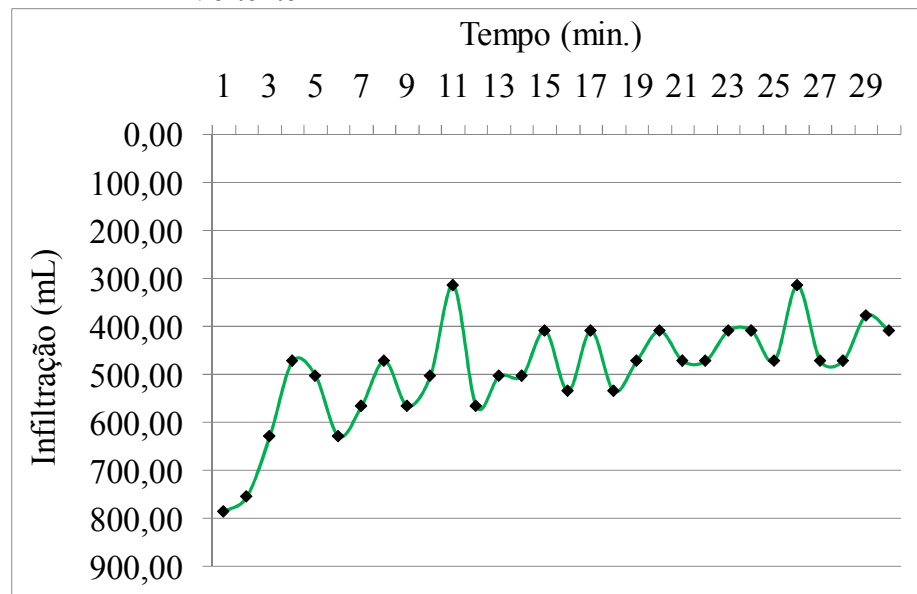
Figura 70 – Compactação do solo na floresta
– Vertente 2



A situação se inverte nas amostragens do dia 22/02/2011, que contou com pouca precipitação e altos valores de perda de água (74,4 L) e, conseqüentemente, com maior perda de sedimentos (70,286 g).

Possivelmente, a intensidade da chuva pode ter influenciado nos resultados de alta perda de água e sedimentos. Aliado a isso, as condições do solo aparentemente também contribuíram para isto, devido à grande compactação do solo e à capacidade de infiltração que, em média, foi de 492,98 mL/min (Fig. 71).

Figura 71 – Capacidade de infiltração de água no solo na floresta – Vertente 2



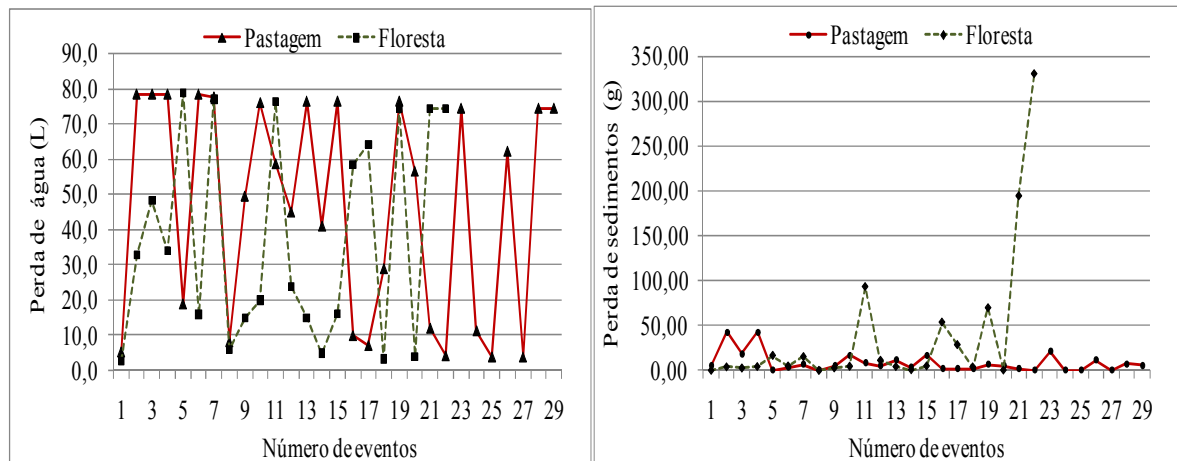
As amostras dos dias 27/03/2011 e 31/03/2011 apresentaram valores diferentes quanto a precipitação (75 e 65 mm, respectivamente), porém, com perda de água iguais (74,4 L) e os maiores valores de perda de sedimentos durante o período analisado (195,092 g e 331,340 g, respectivamente).

Acredita-se que, além das condições já discutidas anteriormente, fatores externos à parcela experimental possam ter interferido no experimento, já que os dados se apresentam bastante anômalos e muito aquém do que foi observado no restante do período. A presença de roedores não foi constatada na área. No entanto, foi detectada a presença de mesofauna, constituída de insetos como formigas e cupins no interior da parcela, o que pode ter interferido nos valores dessas amostras.

5.5.7. Comparativo de perdas entre floresta e pastagem – Vertente 2

Na vertente 2, os dados referentes à perda de água e sedimentos nas parcelas experimentais da floresta e da pastagem apresentaram diferenças, assim como a quantidade de precipitação ocorrida (Fig. 72). Para detectar as alterações, foi realizada uma análise estatística dos dados e, inicialmente, uma discussão acerca de tais valores.

Figura 72 – Perda de água e sedimentos na parcela da pastagem e da floresta - Vertente 2

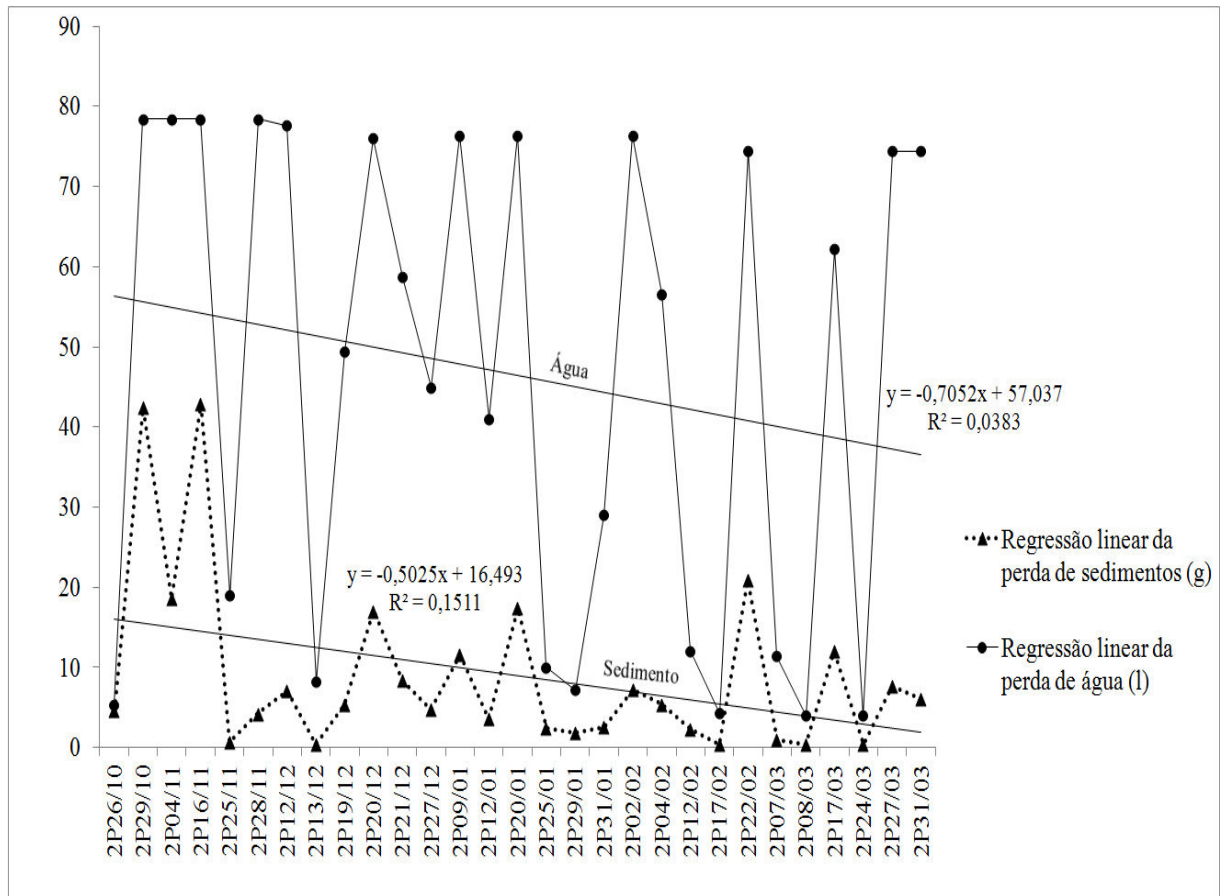


Na parcela com cobertura de pastagem, o total precipitado durante o período observado foi de 11.450 L, correspondendo a 1.145 L/m² no interior da parcela. Desses, 1.347,3 L (11,77% do total) representam a perda de água por escoamento (Apêndice B).

A perda de sedimentos total atingiu 259,725 g. Estatisticamente, a média da perda de água foi de 46,46 L, apresentando desvio padrão de 30,68, demonstrando que houve uma alta dispersão dos dados em relação à média. Os dados de perda de sedimentos apresentaram melhor comportamento, com média de 8,96 g e desvio padrão de 11,01, o que significa que não houve grande distanciamento dos dados em relação à média.

Aplicando-se a regressão linear apresentada pela figura 73, o índice de determinação apresentou-se baixo para perda de água ($R^2 = 0,0383$) e sedimentos ($R^2 = 0,1511$), indicando uma alta variabilidade dos dados durante o período de observação, levando a que os dados não se adequassem ao modelo estatístico utilizado. Correlacionando-se ambas as variáveis (água e sedimento) na área de pastagem, observou-se uma correlação de Pearson positiva ($r = 0,63$), demonstrando que houve uma tendência positiva, porém, de média correlação, entre os dados ao longo do período observado.

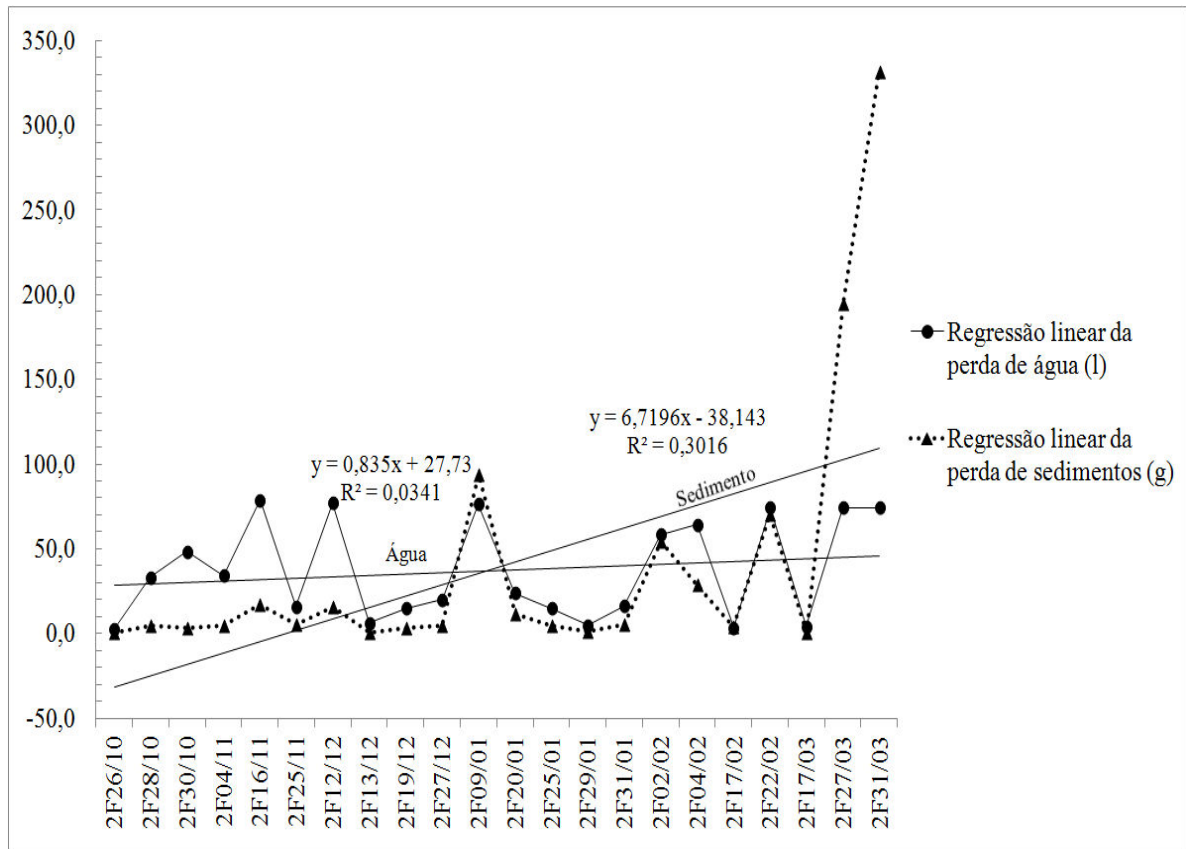
Figura 73 – Regressão linear da perda de água e sedimento na pastagem - Vertente 2



Na parcela experimental da área de floresta, o total precipitado foi de 9.350 L, correspondendo a 935 L/m² da parcela. A perda de água por escoamento correspondeu ao total de 821,3 L, representando 8,78% do total, com média de 37,33 L e desvio padrão de 29,37. A partir dessas informações, demonstra-se que os dados não se distanciaram significativamente da média (Apêndice B).

Quanto a perda de sedimentos por erosão, esta totalizou 860,900 g, com média de 39,13g e desvio padrão de 79,45, indicando que os dados se distanciam em muito da média e que existem valores extremos diferentes na maioria dos casos observados. O modelo de regressão linear (Fig. 74) utilizado não se adequou aos dados, apresentando $R^2 = 0,0341$ para a perda de água e $R^2 = 0,3016$ para a perda de sedimentos, demonstrando que houve uma alta variabilidade entre os dados ao longo do período observado. A correlação de Pearson (r) apresentou valor de $r = 0,57$ entre ambas as variáveis na parcela sob cobertura de floresta, mostrando uma correlação média e fraca entre as variáveis.

Figura 74 - Regressão linear da perda de água e sedimento na floresta - Vertente 2



Comparando-se as duas situações é possível perceber que a área de floresta perdeu mais sedimentos do que a área de pastagem, embora tenha apresentado menor quantidade de chuva. Tal fato pode estar relacionado às variáveis anteriormente discutidas, referentes à CV, característica dos solos, e à intensidade das chuvas. Os dados de perda de água foram coerentes e seguiram a quantidade de chuva precipitada em ambas as áreas.

Para melhor compreensão das perdas de água e sedimentos, e no intuito de verificar se houve diferenças significantes entre ambas as áreas, aplicou-se o T-teste, cujos resultados estão na tabela 26.

Tabela 26 - Perda de água e sedimentos em dois períodos distintos na Vertente 2.

Indicadores (perda)	Teste para Igualdade de Variância		Teste T para Igualdade de Médias							Intervalo de 95% de confiança para a diferença de médias	
										Inf.	Sup.
	Variâncias	F	F-Sig.	T-Calc.	DF	P-valor	Diferença de Médias	Erro Padrão da Diferença de Médias			
ÁGUA	Iguais	0,179	0,673	1,071	49,0	0,289	9,12	8,5179	-7,99	26,24	
	Diferentes			1,078	46,3	0,286	9,12	8,4659	-7,91	26,16	
SEDIMENTOS	Iguais	13,782	0,000	-2,026	49,0	0,048	-30,17	14,8931	-60,10	-0,24	
	Diferentes			-1,768	21,6	0,091	-30,17	17,0624	-65,59	5,24	

Para realizar a análise, partiu-se do pressuposto de que as perdas de água e sedimentos em ambas as parcelas são significativas e que existem diferenças entre as perdas. Para tanto, a igualdade de variâncias foram testadas, e de acordo com o resultado do T-teste, conforme tabela acima, admitiu-se que, para os dois casos, o teste deve ser o de variâncias iguais.

Realizado o teste, notou-se que, estatisticamente, não há diferença significativa na perda de água com relação a parcela da área de floresta se comparada com a da área de pastagem (p-valor=0,289). No entanto, conforme identificado a área de pastagem apresentou perda de água superior à área de floresta, embora o teste estatístico tenha assumido como sendo iguais, sem diferença significativa.

Com relação à perda de sedimentos, o teste deu significativo no limite de 10% (p-valor=0,0911), demonstrando que existe diferença de perda dos sedimentos nas referidas parcelas, pelas razões já anteriormente discutidas e, agora, estatisticamente comprovadas.

Tal fato pode ser explicado, assim como foi para a perda de sedimentos, pela presença de valores considerados *outliers*, relativos à eventos chuvosos isolados que proporcionaram perdas extremamente baixas ou extremamente elevadas, afetando significativamente o teste utilizado.

5.5.8. Análise comparativa das perdas de água e sedimentos entre as coberturas de floresta e pastagem - Vertentes 1 e 2

As características dos solos, a cobertura vegetal e a declividade de ambas as áreas são diferentes. Por causa disso e, buscando-se conhecer as peculiaridades e possíveis diferenças produzidas a partir dessas características, foram realizadas análise estatística referentes à perda de água e sedimentos entre as áreas 1 e 2, sob condições de pastagem e floresta. Para tanto, o teste “T” foi aplicado nos dados de perda de água e sedimentos da parcela experimental da pastagem da área 1 com a parcela da pastagem da área 2, assim procedendo-se também para a parcela experimental da floresta, assumindo serem amostras independentes.

5.5.8.1. Comparativo de perdas de água e sedimentos em cobertura de pastagem – Vertentes 1 e 2

Inicialmente foi testado se existia diferença significativa entre a perda de água nas parcelas experimentais das pastagens das áreas 1 e 2. Conforme os valores da tabela 27, verificou-se que o teste utilizado (*T-Student*) foi aplicado assumindo-se variâncias iguais dentro das amostras.

A partir da análise dos dados referentes ao teste, verifica-se que existe diferença significativa na perda de água na pastagem entre as duas áreas ($p\text{-valor}=0,037$), apontando para o fato de que as características específicas dos solos das duas áreas, aliadas às condições de declividade diferentes, tenderam a promover um maior ou menor grau de escoamento superficial de água nas duas situações (Tab. 27).

Tabela 27 - Teste T para duas amostras independentes para comparar a perda de água na parcela experimental da pastagem entre as Vertentes 1 e 2

Indicador (perda)	Teste para Igualdade de Variância			Teste T para Igualdade de Médias						
									Intervalo de 95% de confiança para a diferença de médias	
	Variâncias	F	F-Sig.	T-Calc.	DF	P-valor	Diferença de Médias	Erro Padrão da Diferença de Médias	Inf.	Sup.
ÁGUA	Iguais	4,474	0,039	2,135	53,0	0,037	16,21	7,593	0,979	31,441
	Diferentes	-	-	2,159	52,5	0,035	16,21	7,507	1,148	31,272

Testando-se a perda de sedimentos entre as áreas 1 e 2 relacionada às duas parcelas experimentais na pastagem, o modelo utilizado foi o mesmo (T-teste). Após a aplicação do teste, verificou-se que, estatisticamente, não existe diferença na perda de sedimentos entre as parcelas das duas áreas (p -valor=0,417), podendo ser consideradas como semelhantes, conforme tabela 28. Isso demonstra que as quantidades de perda de sedimentos, nas condições que foram monitoradas, independem da declividade, da CV e das características dos solos das duas áreas.

Tabela 28- Teste T para duas amostras independentes para comparar a perda de sedimentos na pastagem entre as áreas 1 e 2

Indicador (perda)	Teste para Igualdade de Variância			Teste T para igualdade de médias						
									Intervalo de 95% de confiança para a diferença de médias	
	Variância	F	F-Sig.	T- Calc.	DF	P- valor	Diferença de Médias	Erro Padrão da Diferença de Médias	Inf.	Sup.
SEDIMENTOS	Iguais	1,721	0,195	0,819	53,0	0,417	3,36	4,109	-4,878	11,606
	Diferentes	-	-	0,796	39,34	0,431	3,36	4,223	-5,176	11,904

5.5.8.2. Comparativo de perdas de água e sedimentos em cobertura de floresta – Vertentes 1 e 2

Para verificar a influência da floresta na perda de água e sedimentos, foi realizada uma análise estatística para os dados entre as áreas, no intuito de identificar se houve ou não diferença entre elas. Para testar a perda de água por escoamento superficial entre as áreas 1 e 2, relacionada às duas parcelas experimentais na floresta, utilizou-se o T-teste, já discutido.

Estatisticamente, após a aplicação do teste, verificou-se que com o limite de significância de 5% existe diferença na perda de água (Tab. 29) na floresta entre as duas áreas (p -valor=0,053). Essa diferença pode estar relacionada à diferença de declividade entre as áreas, o que tende a favorecer a perda maior ou menor de água entre as parcelas.

Tabela 29 - Teste T para duas amostras independentes para comparar a perda de água na floresta entre as vertentes

Indicador (perda)	Teste para Igualdade de Variância			Teste T para igualdade de médias						
										Intervalo de 95% de confiança para a diferença de médias
	Variâncias	F	F-Sig.	T-Calc.	DF	P-valor	Diferença de Médias	Erro Padrão da Diferença de Médias	Inf.	Sup.
ÁGUA	Iguais	6,813	0,012	-1,988	46	0,053	-16,39	8,245	-32,992	0,202
	Diferentes	-	-	-1,953	40,29	0,058	-16,39	8,393	-33,355	0,566

Aplicou-se, igualmente, o T-teste para verificar a existência de diferença entre as perdas de sedimentos entre as vertentes 1 e 2, nas parcelas da floresta. Esta análise é importante para verificar a relação dessa diferença não só com as condições de declividade, mas também com as outras variáveis envolvidas no processo de escoamento, como o tipo de cobertura vegetal e as características dos solos.

O teste (Tab. 30), mostrou que não existe diferença na perda de sedimentos entre as duas vertentes com cobertura de floresta (p -valor=0,416) demonstrando que, embora ocorram declividades e algumas características dos solos diferentes, isso não foi preponderante para que, estatisticamente, houvesse uma diferenciação na quantidade da perda de sedimentos entre as duas parcelas da floresta.

Tabela 30 - Teste T para duas amostras independentes para comparar a perda de sedimentos na floresta das vertentes 1 e 2

Indicador (perda)	Teste para Igualdade de Variância			Teste T para igualdade de médias						
										Intervalo de 95% de confiança para a diferença de médias
	Variância	F	F-Sig.	T-Calc.	DF	P-valor	Diferença de Médias	Erro Padrão da Diferença de Médias	Inf.	Sup.
SEDIMENTOS	Iguais	3,186	0,080	-0,820	49,0	0,416	-14,17	17,283	-48,907	20,556
	Diferentes			-0,759	30,0	0,454	-14,17	18,686	-52,336	23,985

5.6. CARACTERIZAÇÃO BIOGEOQUÍMICA DA ÁGUA E OS EFEITOS DO USO E OCUPAÇÃO DA TERRA NA ÁREA DE ESTUDO

Neste tópico será discutida a influência do uso da terra sobre variáveis biogeoquímicas da água da bacia do igarapé Judia. Tal análise fundamenta-se na hipótese inicial de que as atividades exercidas no interior da bacia se refletem diretamente nas variáveis responsáveis pelos padrões de qualidade e na dissolução de elementos químicos na água.

Para tal, considerou-se que a estação de coleta P1, composta pelos pontos P1JJ, P1JM e P1MS, reflete as condições de uso e ocupação do alto curso da bacia (Setor A). A estação P2, correspondente aos pontos P2JJ, P2JM e P2SM está associada à situação ambiental do médio curso da bacia (Setor B). O baixo curso (Setor C), está associado à estação de coleta P3, composta pelos pontos P3JJ, P3JM e P3ALM. Por último, a estação P4, que está localizada no exutório da bacia, e trata-se de um ponto de coleta que, em razão da proximidade, reflete as condições atuais do setor C e, também, referencia as condições de toda a bacia. Os pontos de monitoramento e a descrição correspondente estão dispostos na tabela 31.

Tabela 31 - Localização dos pontos de coleta de amostras de água

Nº	Coordenadas (UTM)		Descrição	Simb.
01	X: 639157	Y: 8885052	Ramal da Galiléia – Ponto no igarapé Judia, à montante da foz com o igarapé Monte Santo (alto curso)	P1JM
02	X: 639546	Y: 8885200	Ramal da Galiléia – Ponto no igarapé Judia, à jusante da foz com o igarapé Monte Santo (alto curso)	P1JJ
03	X: 639345	Y: 8884965	Ramal da Galiléia – Foz do igarapé Monte Santo (alto curso)	P1MS
04	X: 634193	Y: 8890670	Ramal do Loteamento Santo Afonso – Ponto no igarapé Judia, à montante da foz do igarapé Santa Maria (médio curso)	P2JM
05	X: 633957	Y: 8890733	Ramal do Loteamento Santo Afonso – Ponto no igarapé Judia, à jusante da foz do igarapé Santa Maria (médio curso)	P2JJ
06	X: 634059	Y: 8890499	Ramal do Loteamento Santo Afonso – Foz do igarapé Santa Maria (médio curso)	P2SM
07	X: 632197	Y: 8894606	Ramal da Judia – Bairro Areial – Ponto no igarapé Judia à montante da foz do igarapé do Almoço (baixo curso)	P3JM
08	X: 632180	Y: 8894836	Ramal da Judia – Bairro Areial – Ponto no igarapé Judia à jusante da foz do igarapé do Almoço (baixo curso)	P3JJ
09	X: 632067	Y: 8894639	Ramal da Judia – Bairro Areial – Ponto Foz do igarapé do Almoço (baixo curso)	P3ALM
10	X: 632530	Y: 8897387	Bairro Seis de Agosto – Exutório da bacia (baixo curso)	P4 FOZ

Fonte: Organizado pelo autor – Jan./2011

Para a discussão de algumas variáveis de qualidade utilizou-se como fator de comparação (*background*) os parâmetros e limites estabelecidos na Resolução CONAMA nº 357/2005 para rios de classe II (BRASIL, 2005) (Quadro 4).

Quadro 4 – Variáveis e parâmetros de qualidade da água

Variáveis	Parâmetros
Ph	6,0 – 9,0
OD (mg/L O ₂)	≥ 5
DBO ₅ (mg/L O ₂)	≤ 5
DQO	*
NT (mg/L N)	3,7 (pH ≤ 7,5)
PT (mg/L P)	≤ 0,1
Sólidos totais (mg/L)	≤ 500
Turbidez (NTU)	≤ 100
Coliformes Termotolerantes (NMP/100 ml)	≤ 1.000
Condutividade Elétrica (µS/cm)	*
Alcalinidade Total (mg/L)	*
Amônia (mg/L)	*
Fosfatos (mg/L)	*

Fonte: BRASIL (2005).

* Variáveis não incluídas na resolução nº 357/2005.

5.6.1 Caracterização espacial e temporal das variáveis físico-química e bacteriológica da água – cheia e seca dos anos de 2010 e 2011.

O estudo de parâmetros físicos, químicos e bacteriológicos é fundamental para a compreensão das características dos corpos d'água. Os processos hidrogeoquímicos interferem na coluna d'água, controlando a estabilidade de fases minerais e íons em solução estabelecendo a capacidade de autodepuração do manancial (REZENDE, 2009).

A discussão dos dados teve como princípio norteador a importância da variável para a explicação da perda físico-química em cada setor da bacia, com base nos valores de cada variável e nas variações percentuais médias entre os setores para cada período sazonal dos anos monitorados (Apêndice C e Tab. 32).

Tabela 32 – Variação percentual média entre os setores da bacia, nos anos de 2010 e 2011, por período sazonal.

Variáveis	2010						2011					
	A - B cheia	A - B seca	B - C cheia	B - C seca	C - FOZ cheia	C - FOZ seca	A - B cheia	A - B seca	B - C cheia	B - C seca	C - FOZ cheia	C - FOZ seca
Vazão	-52,98	-54,03	94,75	-9,49	-69,02	-48,69	-43,20	-38,81	80,64	-28,34	-68,91	-33,69
Temp	-1,42	-3,24	1,92	-2,30	-1,76	-8,07	-1,64	-3,10	1,02	-2,31	-2,36	-9,06
pH	2,28	-2,39	7,04	-1,09	-6,07	-1,31	-1,30	1,16	4,59	-0,62	-2,02	3,02
OD	2,78	3,70	8,00	35,00	-12,28	-29,08	-8,89	3,51	32,35	58,33	-9,33	-22,58
DBO	-3,85	14,29	-30,01	-33,33	4,94	-32,69	22,22	-12,90	-25,00	6,90	-11,11	-43,14
DQO	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	273,33	-33,05	-72,73	68,57	-46,08	-70,46
CE	2,42	-1,52	-51,85	-55,11	27,39	-24,50	-7,03	-19,61	-40,60	-54,98	-1,76	-23,63
Turb	-14,89	40,00	-30,88	-16,67	-29,17	0,00	12,77	-9,76	4,44	-30,51	-25,00	-1,67
ST	-7,01	2412,00	-38,35	-67,11	-4,66	-35,04	16,67	-53,82	0,00	-32,93	-15,79	-2,38
NT	-3,10	76,74	-20,98	-78,20	83,33	47,75	59,30	-32,43	-28,11	-20,01	-15,39	2,55
PT	-4,08	239,73	87,15	-21,08	5,06	2,78	-5,96	205,99	26,68	-7,73	37,41	-9,95
Fosfato	-4,05	15,89	87,43	-19,96	5,67	1,43	-7,98	10,87	76,38	-20,51	5,97	4,06
Amônia	219,13	207,69	-67,88	-95,29	-12,90	1,10	0,00	-40,28	-100,00	-73,53	-12,50	17,75
AT	-15,79	18,18	2011,11	-47,62	20,00	-12,50	9,06	-5,56	-18,48	-45,45	-9,99	10,00
CT	64,59	4677,13	-17,26	-96,90	282,73	144,44	192,10	-13,93	-82,15	2553,46	-66,04	-98,31
Fe	-36,95	-9,50	-2,09	-51,82	32,91	202,03	0,00	-16,35	-37,20	-16,30	32,88	-35,43
Mn	9,70	0,00	-23,43	-13,11	-4,37	7,02	21,43	-34,29	0,00	-31,37	0,00	-19,05
Zn	-18,18	295,45	71,11	-80,87	150,00	784,62	67,39	22,73	-71,95	12,82	65,66	62,50
Cu	-47,76	-75,00	-48,85	75,00	-50,38	-23,81	0,00	-100,00	-100,00	-10,14	-47,22	0,00
Cr	0,00	25,42	-78,53	-6,35	64,65	5,00	0,00	33,90	-90,32	-27,16	-45,61	-18,18
Al	-10,26	0,00	18,18	0,00	-8,33	0,00	-56,69	-100,00	204,85	-80,00	43,06	1566,67
Cl	-10,37	-0,61	-30,21	-35,80	3,07	11,26	11,85	-13,71	1,50	-33,13	-5,67	18,31
DuT	-6,67	-13,79	2900,00	-94,91	-52,38	-47,22	-15,79	-16,00	-9,52	-30,56	16,67	-14,29
Si	-4,55	-0,25	-31,25	-15,42	-11,11	0,35	7,54	-3,82	0,81	-16,68	-5,75	-6,59

NOTA: Temp= temperatura da água; pH= Potencial hidrogeniônico; OD= Oxigênio dissolvido; DBO= Demanda Bioquímica de oxigênio; DQO= Demanda Química de Oxigênio; CE= Condutividade Elétrica; Turb.= Turbidez; ST= Sólidos Totais; NT= Nitrogênio total; PT= Fósforo total; AT= Alcalinidade total; CT= Coliformes Termotolerantes; Fe= Ferro; Mn= Manganês; Zn= Zinco; Cu= Cobre; Cr= Cromo; Al= Alumínio; Cl= Cloretos; DuT= Dureza total; Si= Sílica.

a) Vazão, Temperatura da água, pH e Alcalinidade Total

A vazão constitui variável independente para o comportamento das características físicas, químicas e bacteriológicas em um manancial. O regime fluvial determina a dissolução de sais e minerais, além da autodepuração natural no sistema hídrico.

Essa determinação está relacionada à quantidade de água que chega ao sistema, e que é responsável pela maioria das modificações observadas, seja por efeitos modeladores e formadores do relevo fluvial, seja pela concentração ou diminuição da carga geoquímica necessária aos processos de dissolução dos minerais presentes na água.

Conforme demonstra os dados (Figs. 75 e 76), observou-se que o comportamento da vazão no período monitorado foi condizente com o regime pluviométrico da região, com valores elevados durante a cheia e baixos durante a seca. A vazão apresentou decréscimo no período chuvoso, em 2010 e 2011, do setor A para o setor B em 52,98% e 43,20%, e em 54,03% e 38,81% no período seco, respectivamente (Tab. 32). Com isso, o setor B foi o que deteve maiores valores de vazão, em relação ao setor A, durante o período monitorado, o que indica possível interferência nas concentrações de alguns elementos na água.

Variações semelhantes ocorreram do setor B para o setor C no período de cheia, que apresentou acréscimo de 94,75% e 80,64% em ambos os períodos sazonais durante os anos monitorados. Essa condição pode ser reflexo da grande perda de água proporcionada pelas áreas de pastagem que predominam no setor B, alterando o regime fluvial dos afluentes, proporcionando, inicialmente, maiores vazões vindo a contribuir com esse acréscimo (Figs. 75 e 76).

Figura 75 – Variação percentual média das variáveis Vazão, pH e Temperatura da água entre os setores A, B e C – cheia de 2010 e 2011.

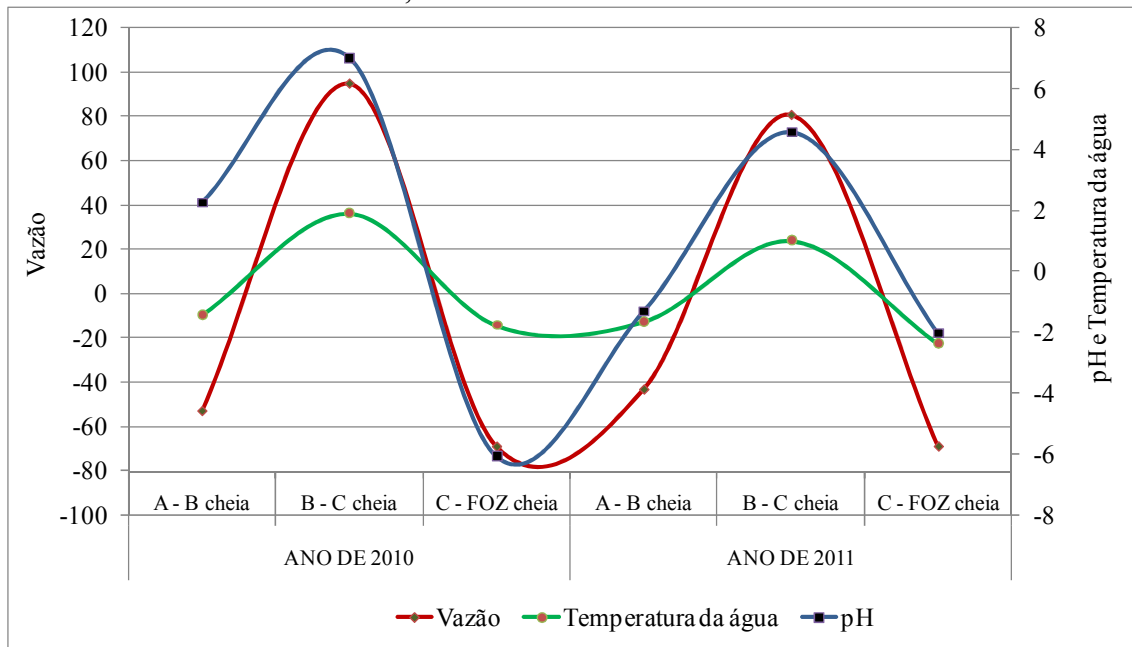
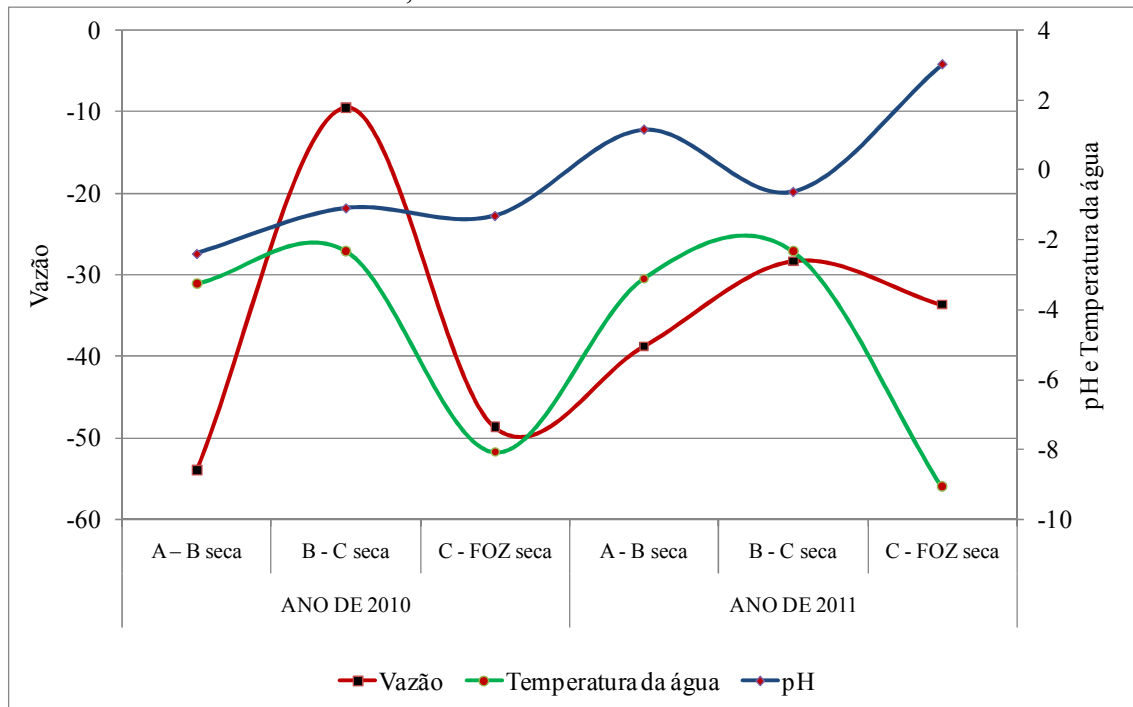


Figura 76 – Variação percentual média das variáveis Vazão, pH e Temperatura da água entre os setores A, B e C – seca de 2010 e 2011.



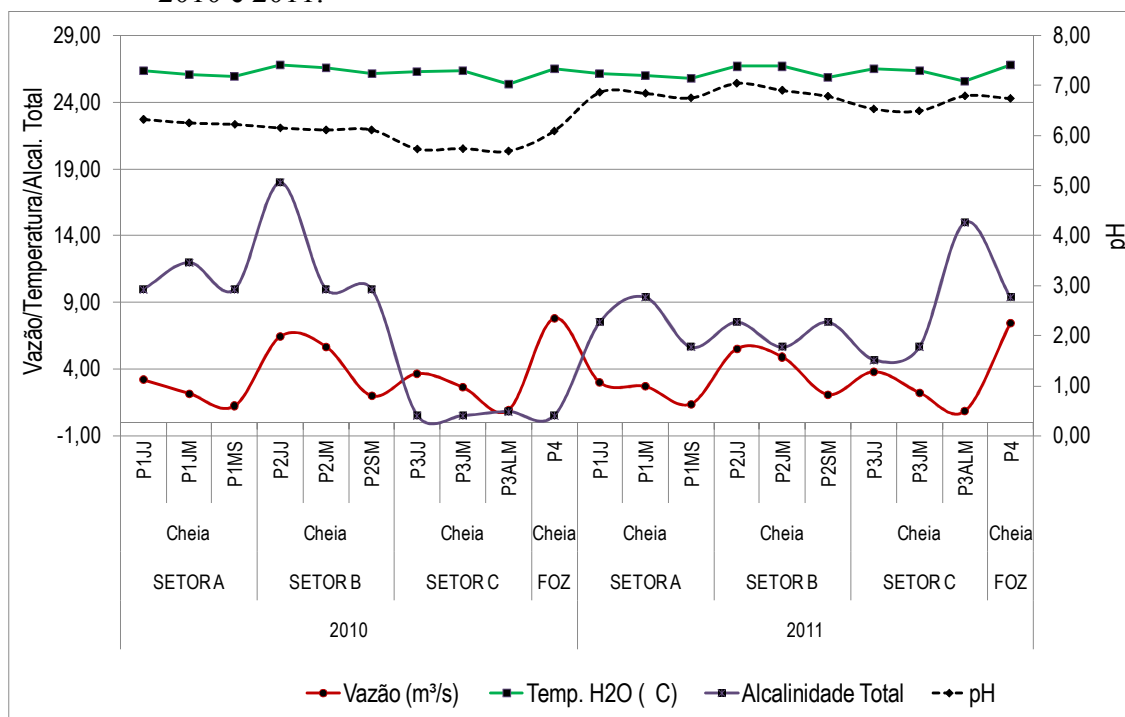
Dados de vazão pontuais são bastante variáveis em função das atividades desenvolvidas dentro e fora dos canais fluviais, como construção de barragens e mudanças no uso da terra. Por isso, o seu monitoramento deve ser constante para proporcionar prognósticos confiáveis de alterações a médio e longo prazos.

A temperatura e o pH apresentaram baixa variação durante todo o período monitorado (Tab. 32). Essa variação pode ser explicada pelo padrão climático da região, com baixa amplitude térmica e intenso período chuvoso, o que pode ter condicionado a pouca variação entre os dados das duas variáveis.

Em geral, as temperaturas foram mais elevadas no período de cheia (“inverno amazônico” – que ocorre do mês de outubro até março) possivelmente em razão da maior incidência da radiação solar, ocasionando um efeito de condução de energia na interface ar-água (Fig. 77).

O pH da água (Fig. 77) apresentou-se inversamente proporcional à temperatura nos dois anos monitorados. Em 2010, apresentou correlação forte e negativa ($r = -0,774$) e, em 2011, a situação se repetiu ($r = -0,532$) (Apêndice D).

Figura 77 – Comportamento dos valores absolutos, pontuais e por setor, das variáveis de Vazão, Temperatura da água, pH e Alcalinidade total – período de cheia de 2010 e 2011.

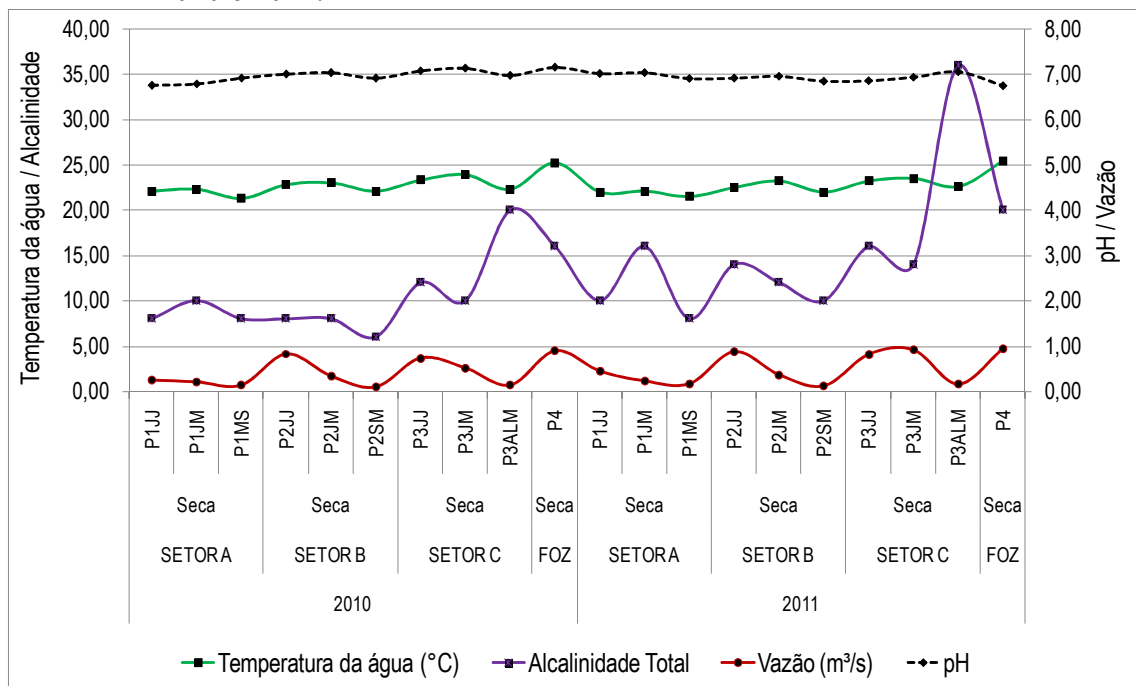


Segundo Esteves (1998) o aumento dos níveis de pH no período seco dá-se, provavelmente, pela influência da produção de CO_2 , e de HCO_3^- e, em menor proporção, na forma de CO_2 livre, que são responsáveis pela variação do pH. Aliado a isso, a variabilidade espacial das chuvas no âmbito da bacia com sua maior incidência no verão favorece o aporte de material lixiviado de maneira diluída, o que culmina com a diminuição do pH da água.

A alcalinidade da água representa a capacidade que um sistema aquoso tem de neutralizar ácidos, além de estar relacionada à quantidade e ao tipo de compostos nela presentes que, em conjunto, provocam a transformação do pH de neutro para alcalino devido à presença de bicarbonatos, carbonatos e hidróxidos no ambiente. O sistema de equilíbrio $\text{CO}_2 - \text{HCO}_3^- - \text{CO}_3^{2-}$ é o principal mecanismo tamponante em ecossistemas de água doce (WETZEL, 1993; ESTEVES, 1998).

Os maiores valores de alcalinidade observados na cheia de 2010 (Fig. 78), foram no setor A ($\text{P2JJ} = 18,00 \text{ mg/L}$). Já o setor C apresentou maior concentração em razão da urbanização, portanto, com dados mais altos na seca de 2010 e 2011 ($\text{P3ALM} = 20,00 \text{ mg/L}$ e $36,00 \text{ mg/L}$, respectivamente).

Figura 78 – Comportamento dos valores absolutos, pontuais e por setor, das variáveis de Vazão, Temperatura da água, pH e Alcalinidade total – período de seca de 2010 e 2011.



Em 2011, a exceção ocorre no setor C, que apresentou os maiores níveis de alcalinidade total e também os menores valores de pH (Fig. 78), dada possivelmente, à grande concentração de matéria orgânica e esgoto *in natura* despejados no local que foram lixiviados no período de cheia.

Entre os setores (Tab. 32), a maior variação foi encontrada entre os setores B e C, no período de cheia de 2010 e seca de 2011. Em 2010, a alta variação do setor B com relação ao setor C indica que o setor B apresentou uma carga alta de bicarbonatos de Ca e Mg, maior do que no setor C, que pode ser provenientes de fontes naturais (perda química por lixiviação) em razão das chuvas que ocorreram na região. No entanto, tal valor pode também ser resultante de uma superestimação em razão de maior concentração pontual de determinados elementos que fizeram aumentar a variação percentual entre os dois setores, já que em 2011, no mesmo ponto e período sazonal, não foi observado tal comportamento.

Como pode ser observado pela tabela 32, em 2011, no período de seca, o setor C apresentou variação percentual de 45,45% em relação ao setor B, indicando aumento em razão da disposição de resíduos e esgoto *in natura* no setor C por este fazer parte de área urbanizada.

Neste mesmo setor, o pH ficou abaixo do limite mínimo estabelecido pela legislação ambiental (6,0) somente no período de cheia do ano de 2010 (5,7).

b) Oxigênio Dissolvido (OD), Demanda Bioquímica de Oxigênio (DBO), Demanda Química de Oxigênio (DQO) e Condutividade Elétrica (CE)

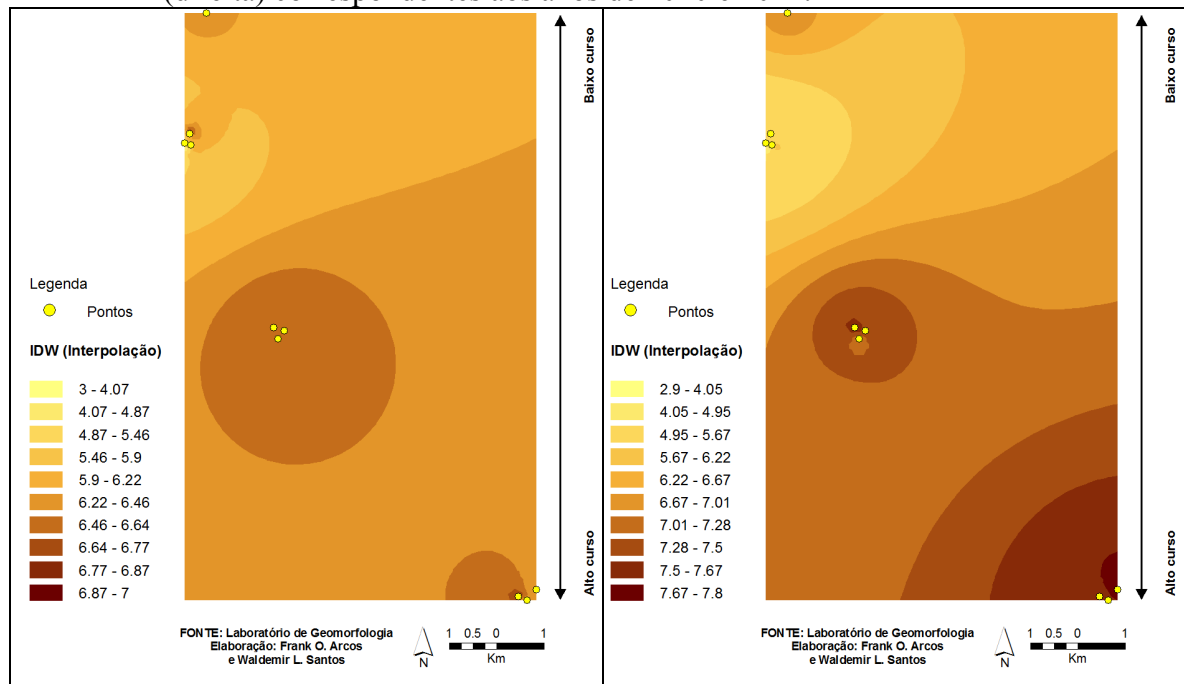
Diversos fatores contribuem para explicar o gradiente crescente e decrescente do teor de OD ao longo da bacia. Dentre eles, podem-se citar a capacidade natural de autodepuração do córrego e as diferenças de velocidade da correnteza em alguns pontos, promovendo aumento na turbulência da interface ar-água, favorecendo a solubilidade do oxigênio.

A figura 79, apresenta a concentração média de OD na cheia e seca, referentes aos dois anos de monitoramento.

É importante destacar, que no período de seca, a concentração de material orgânico dissolvido nos mananciais tende a ser maior, em decorrência do baixo nível das águas. No entanto, em alguns casos, não foi observada tal relação para a bacia do Igarapé Judia, considerando-se que, à exceção do Setor C, os demais setores apresentaram valores semelhantes, e até superiores, aos observados no período de cheia durante os dois anos de monitoramento.

Como comprovação, a maior variação ocorreu do setor B para o setor C no período de seca, com acréscimo de 35,00 e 58,33% em 2010 e 2011, respectivamente. O setor C, por abranger área urbana de Rio Branco/AC, apresenta grande quantidade de destinação de esgoto *in natura* e lixo doméstico para o leito dos igarapés que drenam a cidade, com destaque para os Igarapés Judia e Almoço, resultando em uma alta variabilidade dos dados. O setor C apresentou o menor valor de OD durante todo o período de monitoramento (3,20 mg/L e 4,00 mg/L; 2,00 mg/L e 2,60 mg/L, na cheia e seca de 2010 e 2011, respectivamente).

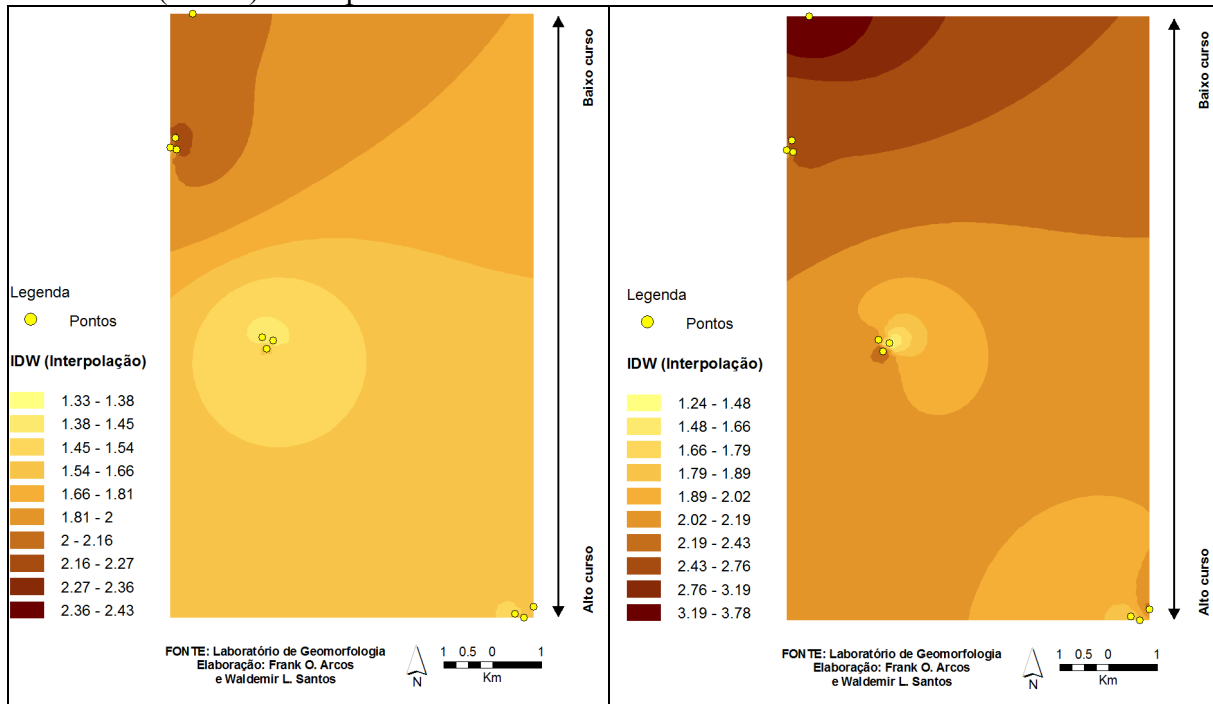
Figura 79 – Concentração média de OD (mg/L) para os períodos de cheia (esquerda) e seca (direita) correspondentes aos anos de 2010 e 2011.



A relação entre DBO e OD geralmente é inversamente proporcional, mas, fatores externos podem alterar essa relação, o que pôde ser percebido nesse estudo, quando se observou um aumento da DBO em concomitância com o OD, em ambos os períodos de monitoramento.

No entanto, considerando-se a média de DBO dos dois anos monitorados, essa relação tornou-se proporcional, conforme observa-se nas concentrações dispostas na figura 80, demonstrando-se um gradiente bem definido do alto para o baixo curso em relação a concentração dessas variáveis.

Figura 80 - Concentração média de DBO (mg/L) para os períodos de cheia (esquerda) e seca (direita) correspondentes aos anos de 2010 e 2011.



Segundo Margalef (1983) em sistemas fluviais, devido a extensa superfície de contato com a atmosfera e a mistura dos distintos elementos que reagem dentro da água, há uma pré-adaptação a uma decomposição rápida, e pouco eficiente em termos ecológicos, da matéria orgânica, o que pode explicar a mudança ocorrida.

Pelos dados (Apêndice C), pode-se perceber que o ponto de coleta P1MS (setor A), dentre os demais pontos, apresentou a maior DBO (2,80 mg/L) e também o maior índice de OD ($8,80 \text{ mg/L}^{-1}$) na seca de 2011, o que demonstra que a matéria orgânica que necessita ser decomposta não é suficiente para baixar os níveis de OD naquele ambiente. Os valores dessas variáveis estão dentro do padrão estipulado pela legislação ambiental (Resolução CONAMA nº357/2005), exceto, um ponto do setor C (P3ALM) que apresentou baixos níveis de oxigênio em razão dos efeitos da urbanização.

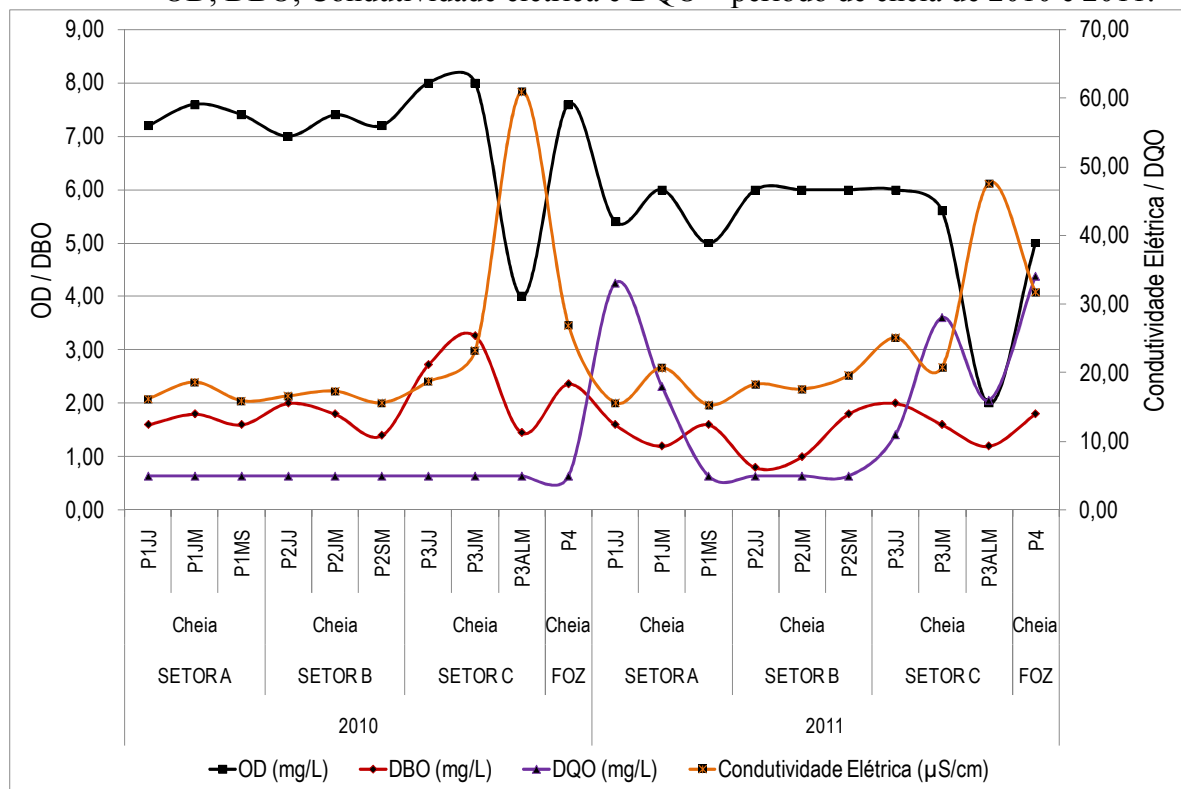
A DQO representa a medida da capacidade de consumo de oxigênio pela matéria orgânica presente na água ou água residuária. É expressa como a quantidade de oxigênio consumido pela oxidação química, no teste específico e utilizada para medir a quantidade de matéria orgânica das águas naturais e dos esgotos. O teste de DQO também é usado para medir a quantidade de matéria orgânica em esgotos que contêm substâncias tóxicas.

Esta variável está associada a explicação da quantidade de matéria orgânica que se encontra em determinado ambiente e que necessita ser diluída por processos químicos.

No presente estudo, em 2010, a DQO não apresentou variabilidade temporal e espacial devido ao fato dos valores terem sido iguais em todos os pontos de coleta em ambos os períodos sazonais (5 mg/L^{-1}) (Apêndice C).

Em 2011, na cheia, houve uma maior diluição do material em função da grande quantidade de água disponível e, contrariamente, na seca houve maior concentração desse material requerendo, portanto, maiores níveis de oxigênio para a oxidação química da matéria orgânica (Fig. 81).

Figura 81 – Comportamento dos valores absolutos, pontuais e por setor, das variáveis de OD, DBO, Condutividade elétrica e DQO – período de cheia de 2010 e 2011.



Durante o ano de 2011, ocorreu grande variação da variável DQO entre os setores amostrados do Igarapé Judia. Do setor A para o B, houve um decréscimo de 273,33% nos níveis de DQO no período de cheia, indicando que o setor A apresentou elevado teor de matéria orgânica aumentando a demanda química de oxigênio.

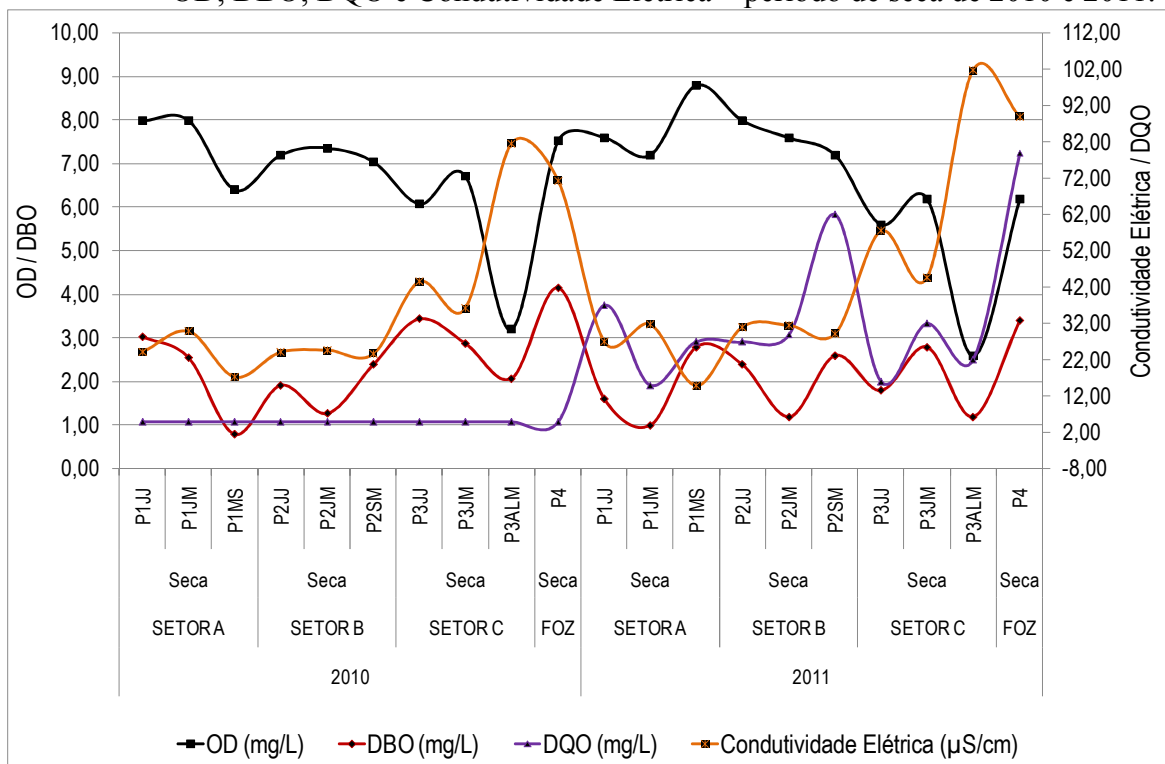
Essa matéria orgânica, possivelmente, está associada às áreas de pastagens, que são fontes de excrementos por escoamento superficial para os corpos d'água e à urbanização

no alto curso da bacia que, embora haja a autodepuração natural, essa não foi suficiente para baixar os níveis de DQO.

No período seco, a situação se inverteu e o setor B apresentou 33,05% a mais de DQO do que o setor A, dada a concentração de material particulado em função do baixo nível das águas.

O Setor C apresentou maior DQO no período de cheia em relação ao setor B, possivelmente, em razão da “lavagem” da matéria orgânica que se encontrava nas margens dos igarapés e o esgoto *in natura* destinado para os mesmos, considerando-se que o setor C é, em grande parte, constituído pela cidade de Rio Branco/AC (Fig. 82).

Figura 82 – Comportamento dos valores absolutos, pontuais e por setor, das variáveis de OD, DBO, DQO e Condutividade Elétrica – período de seca de 2010 e 2011.



O exutório da bacia, representado pelo P4, apresentou os maiores valores de DQO, considerando-se ser o local de maior aporte de material advindo das partes altas da bacia combinado com a grande concentração de esgoto *in natura* despejados nesse local (Fig. 82).

De acordo com Esteves (1998), a lixiviação de material para o leito dos rios interfere no conteúdo de sais aumentando ou diminuindo a condutividade elétrica (CE) do manancial. E, segundo o mesmo autor (*op. cit.*), em rios tropicais, os valores da CE estão mais

relacionados com as características geoquímicas da região onde se localiza e com as condições climáticas, do que com o estado trófico.

No Igarapé Judia, a CE apresentou média máxima de 53,83 e 67,97 $\mu\text{S}/\text{cm}^{-1}$ no setor C, ambos no período de seca. No entanto, em todos os setores, os valores médios foram tidos como extremamente elevados.

A maior variação percentual da CE ocorreu entre o setor B e o setor C, nos períodos de cheia e seca dos dois anos monitorados. O setor B apresentou 51,85 e 55,11%, e 40,60 e 54,98% menos concentração do que o setor C, na cheia e seca de 2010 e 2011, respectivamente (Figs. 83 e 84).

Figura 83 – Variação percentual média das variáveis OD, DBO, DQO e CE entre os setores A, B e C – cheia de 2010 e 2011.

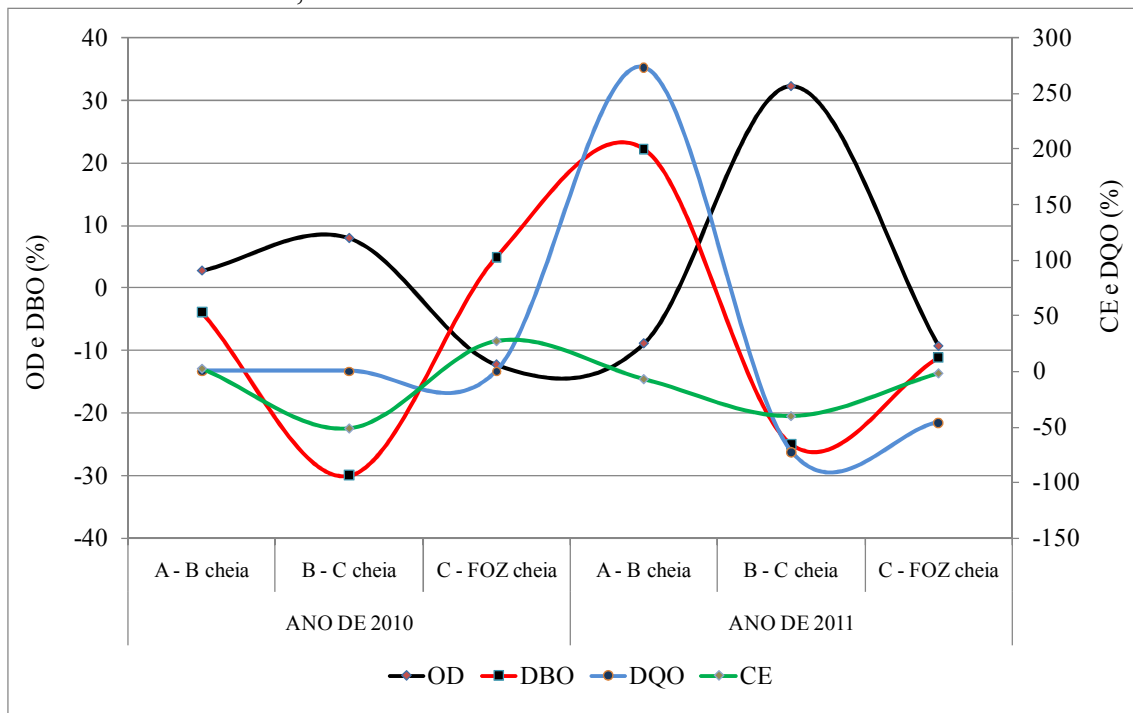
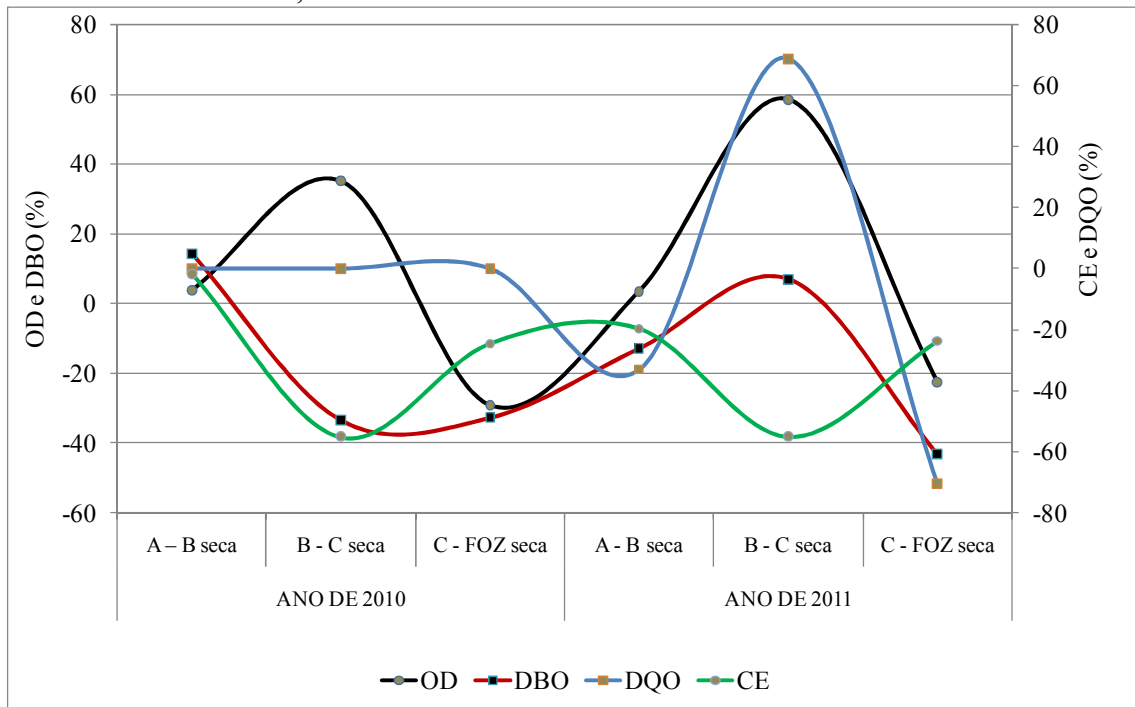


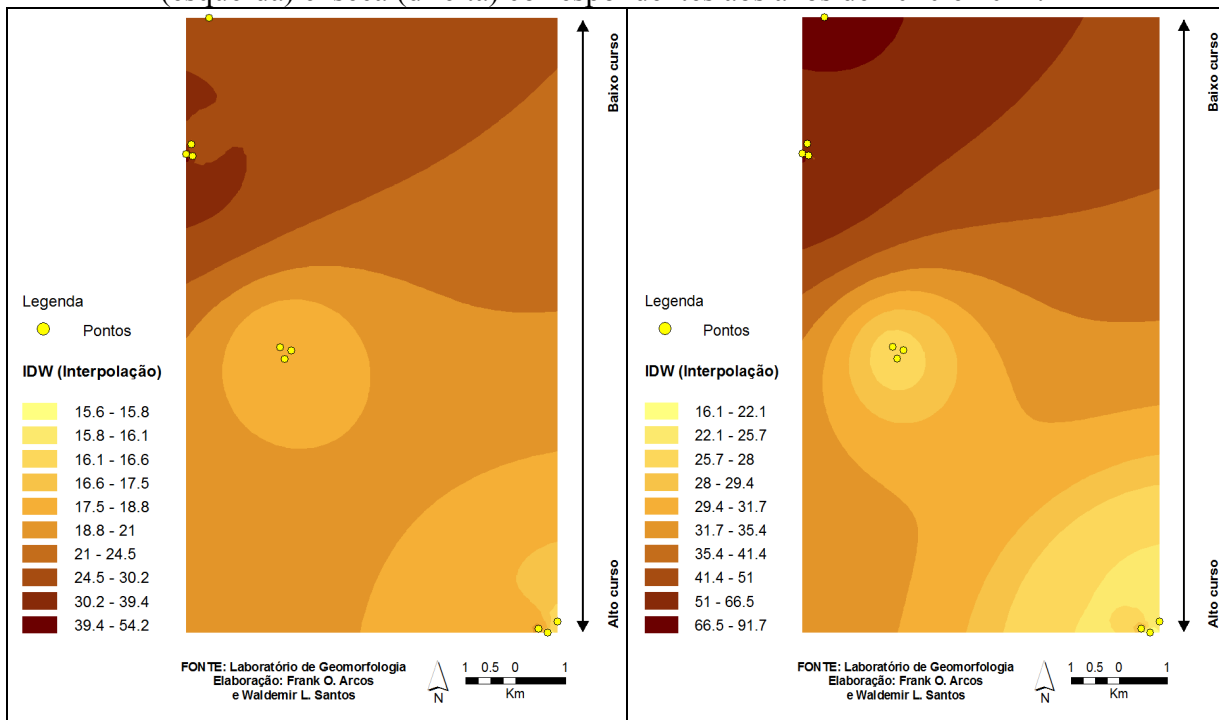
Figura 84 – Variação percentual média das variáveis OD, DBO, DQO e CE entre os setores A, B e C – seca de 2010 e 2011.



Esses resultados caracterizam a bacia do igarapé Judia, com um alto conteúdo de sais, principalmente no período de seca, devido a alta concentração dos mesmos em decorrência do baixo nível das águas.

O padrão de variação da CE nos períodos sazonais demonstra o decréscimo nos valores de CE na época de cheia, refletindo a diluição das águas na bacia do igarapé Judia, devido aos altos índices de precipitação pluviométrica na região, conforme observado na distribuição da concentração dessa variável ao longo da bacia (Fig. 85).

Figura 85 - Concentração média de Condutividade Elétrica ($\mu\text{S}/\text{cm}$) para os períodos de cheia (esquerda) e seca (direita) correspondentes aos anos de 2010 e 2011.



Considerando-se que a CE reflete a concentração de íons em solução (ESTEVES, 1998), esses valores mais altos na seca estão relacionados provavelmente com os altos valores de pH e alcalinidade fato corroborado a grande variação percentual de alcalinidade do setor B para o C referente ao mesmo período (Tab. 32).

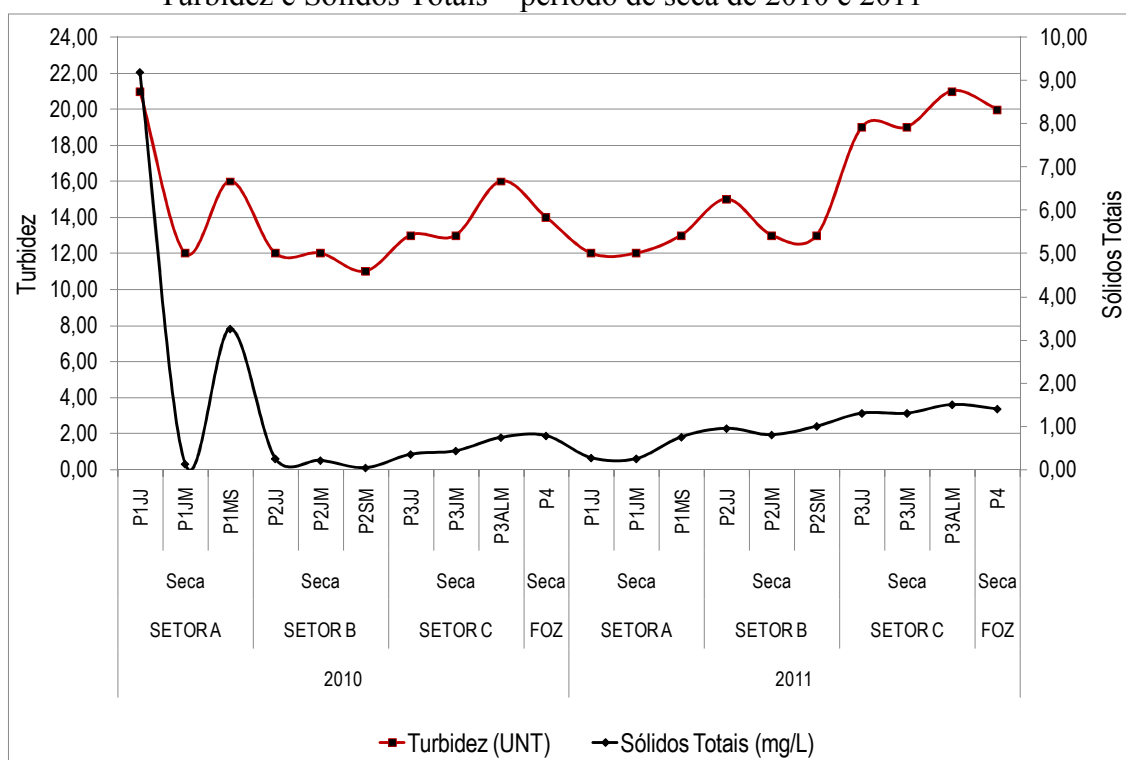
Os valores encontrados são corroborados por aqueles encontrados por Fitkau (1971) *apud* Esteves (1998), a oeste da região Amazônica ($30 - 200 \mu\text{S}/\text{cm}^{-1}$), sendo que esta região é mais rica geoquimicamente e, também, mais recente em termos de formação. Furtado (2005) também encontrou valores com características similares aos desta pesquisa, quando analisou a qualidade das águas do rio Acre, nível de base local e receptor das águas da bacia do igarapé Judia.

c) Turbidez e Sólidos totais (ST)

Em 2010 e 2011, no período de cheia, os valores para essas variáveis foram maiores em relação ao período de seca, à exceção do setor C, que apresentou valores maiores no período de seca de 2011 (Apêndice C). Esse comportamento é considerado normal, considerando-se que no período de cheia ocorre a “lavagem” de todo material que se encontra nas margens dos rios por escoamento superficial ou pelo simples aumento do nível das águas.

Valores anômalos de ST como o do ponto P1JJ, no setor A, no período de seca de 2010 (9,18 mg/L), corrobora o valor de Turbidez para o mesmo ponto (21,00 UNT) e podem estar relacionados a alguma perturbação ocasionada por animais no leito do Igarapé no dia da coleta, considerando-se que esse ponto situa-se em área com abrangência de atividade agropecuária servindo para dessedentação de animais bovinos (Fig. 86).

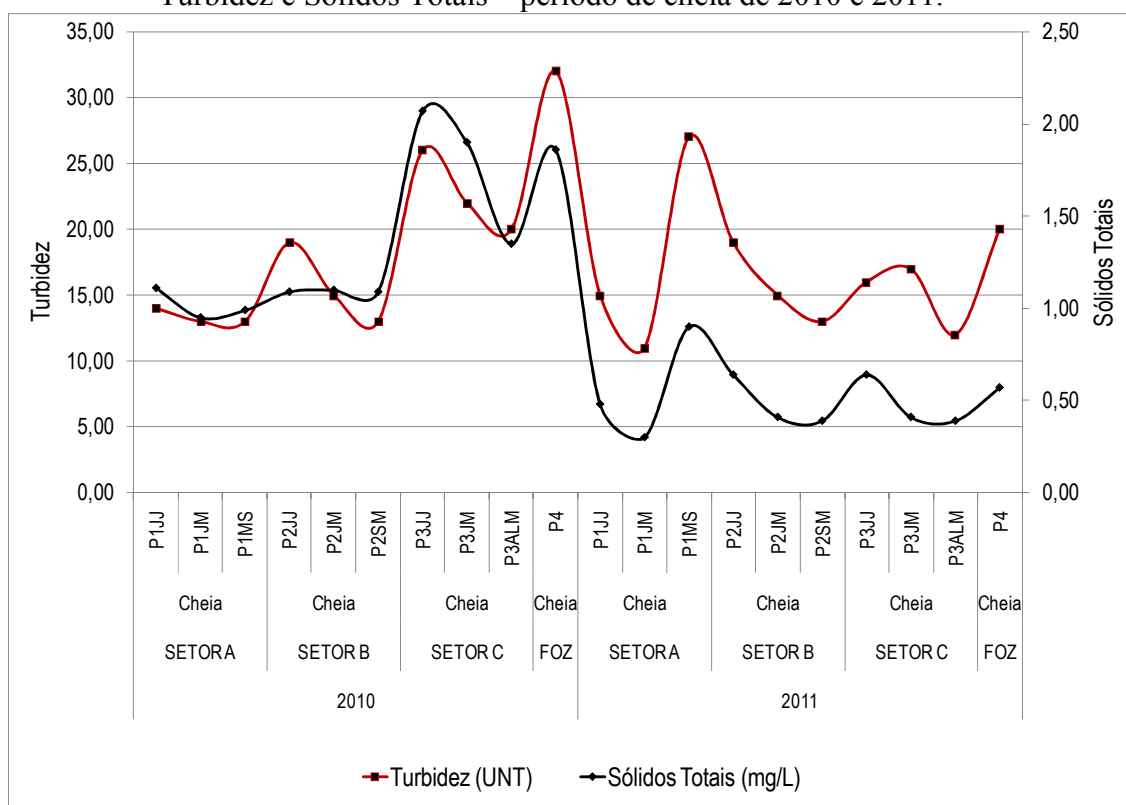
Figura 86 – Comportamento dos valores absolutos, pontuais e por setor, das variáveis de Turbidez e Sólidos Totais – período de seca de 2010 e 2011



Desse modo, a turbidez e o ST cresceram, respectivamente, em 40,00% e 2412,00% no setor A em relação ao setor B naquele período e, no ano de 2011, houve uma redução de 53,82% nos ST e de 9,76% na turbidez, demonstrando, possivelmente, a ocorrência de interferência externa (Tab. 32).

Em geral, os teores de turbidez estão relacionados ao material em suspensão presente nos corpos d'água. Isso pôde ser comprovado, como mostrado na tabela de correlações de Pearson (Apêndice D), pela forte correlação entre sólidos totais e turbidez no período de cheia ($r = 0,875$ e $r = 0,914$) e no período de seca ($r = 0,919$ e $r = 0,905$) de 2010 e 2011, respectivamente. As maiores concentrações de turbidez e sólidos totais estão associadas aos períodos de chuvas que proporcionaram o carreamento do material sólido para o leito dos rios (Fig. 87).

Figura 87 – Comportamento dos valores absolutos, pontuais e por setor, das variáveis de Turbidez e Sólidos Totais – período de cheia de 2010 e 2011.



É possível que esse comportamento esteja associado ao uso da terra, considerando que as atividades pastoris nos setores A e B são predominantes e podem ter proporcionado o carreamento de partículas finas do solo por escoamento superficial.

De acordo com os estudos de Periago e Soto (2004) em bacia hidrográfica na Espanha, as pastagens são consideradas fontes de partículas soltas do solo, acumulando-se em superfície durante o período seco e movimentando-se durante as enxurradas, podendo aumentar a quantidade de ST e turbidez da água no início do período chuvoso.

Com relação ao setor C, que abrange grande área urbana, tanto a impermeabilização do terreno como a abertura de novas frentes de arruamento, podem ter sido preponderantes para o aumento em relação ao setor B de ST e turbidez no período seco de 2010 e 2011 (67,11 e 16,67%; 30,51 e 32,93%, respectivamente), consistindo em dados anômalos diante da desproporcionalidade entre o aporte de sedimentos e o período sazonal corrente (Figs. 88 e 89).

Figura 88 – Variação percentual média das variáveis turbidez e sólidos totais, entre os setores A, B e C – cheia de 2010 e 2011.

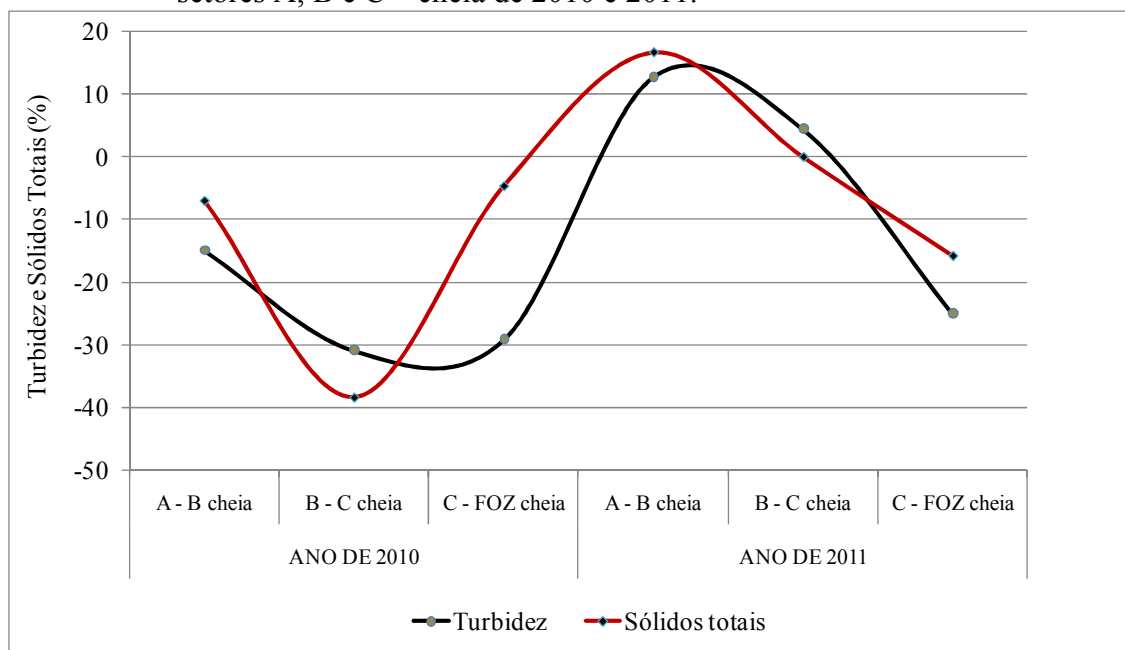
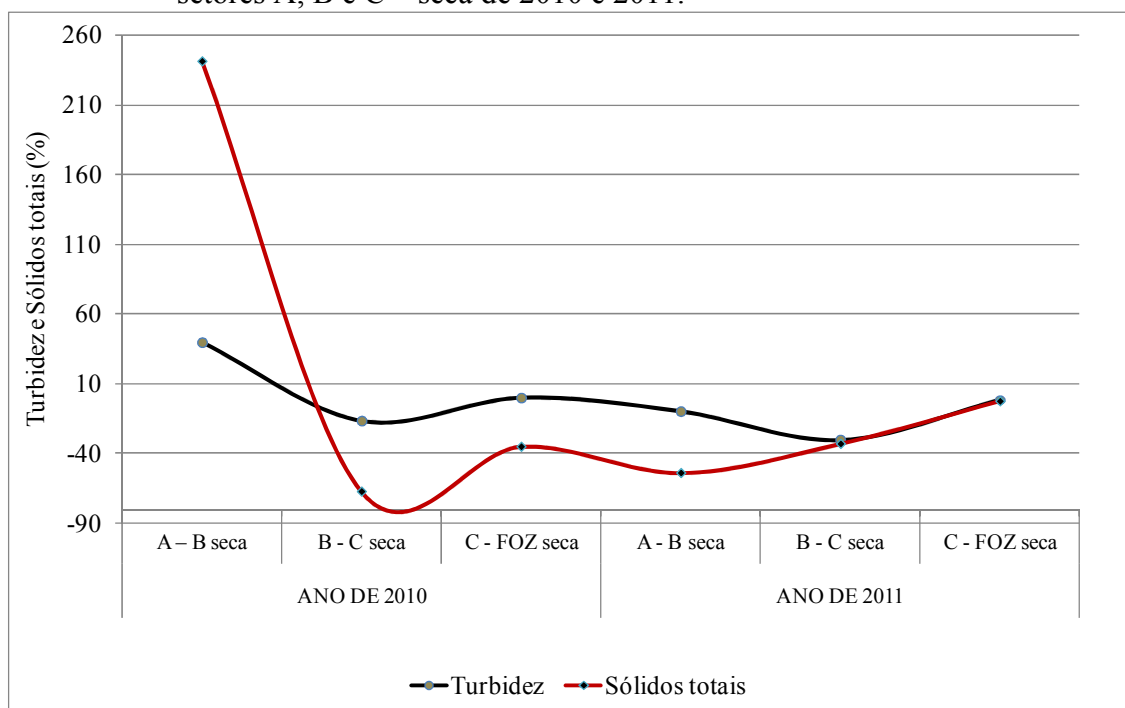


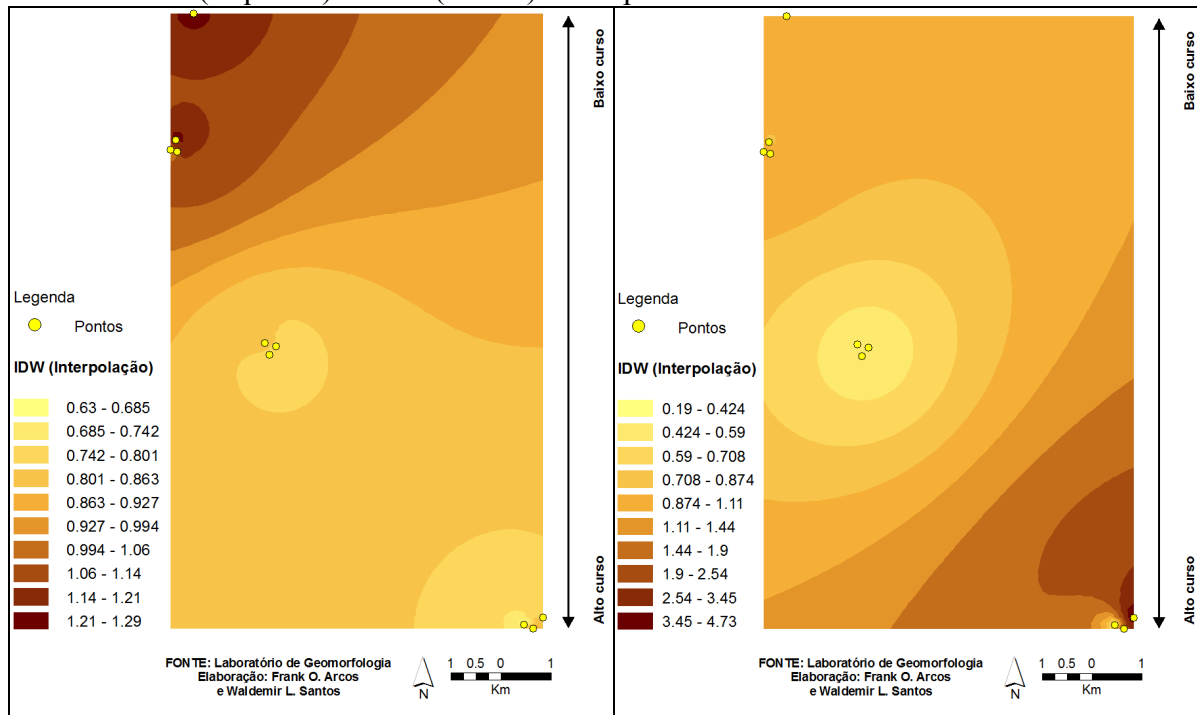
Figura 89 – Variação percentual média das variáveis Turbidez e Sólidos totais, entre os setores A, B e C – seca de 2010 e 2011.



Na figura 90, observa-se a espacialização da concentração média dos valores de sólidos totais, para os anos monitorados e entre os períodos sazonais considerados. Constatou-se que, em média, as maiores concentrações localizaram-se no alto curso (Setor A)

no período de seca, e no baixo curso (Setor C), no período de cheia, em razão das condições já explicadas anteriormente.

Figura 90 - Concentração média de sólidos totais (mg/L) para os períodos de cheia (esquerda) e seca (direita) correspondentes aos anos de 2010 e 2011.



d) Nitrogênio total (NT), Fósforo total (PT) e Amônia

A concentração do ortofosfato é bastante variável por conta de sua rápida incorporação pelas comunidades aquáticas, por isso PT e NT são os melhores indicadores do conteúdo de nutrientes em qualquer ecossistema (PAYNE, 1986).

Assim, essas variáveis, principalmente NT e PT são fundamentais para demonstrar a “saúde” dos ecossistemas aquáticos, funcionando como indicadoras do grau de poluição dos recursos hídricos, bem como sua evolução trófica.

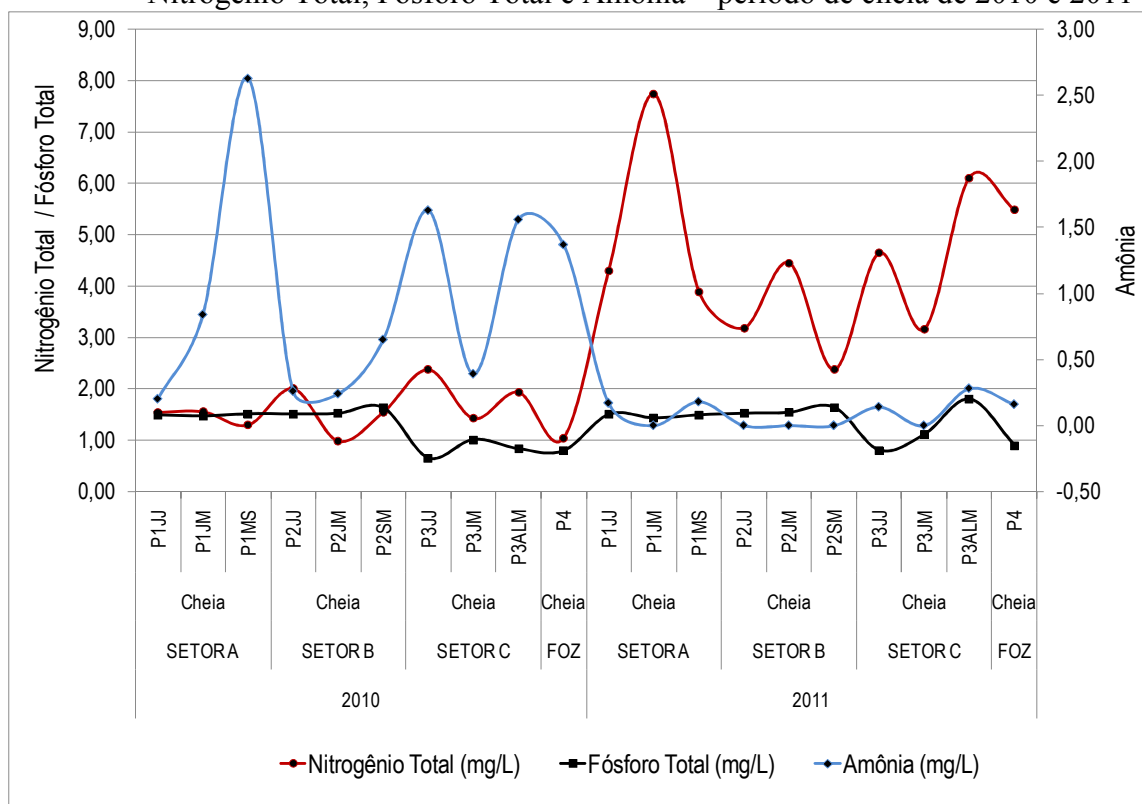
Considerando-se que a área de estudo abrange núcleos urbanos, áreas de pastagens e propriedades rurais que praticam pequena agricultura, a análise dessas variáveis permite identificar as fontes potenciais de presença desses elementos químicos nos períodos sazonais de cheia e seca.

Pela tabela constante no Apêndice C é possível observar que, em 2010, a concentração de NT e PT apresentou-se mais alta no período de cheia do que no período de

seca. Em 2011, o PT seguiu a mesma tendência, no entanto, o NT apresentou-se mais elevado no período seco, à exceção do setor A.

Entre os pontos ao longo do Igarapé Judia, os valores máximos de NT, em 2010, foram detectados no P3JJ (2,37 mg/L) na cheia, e no P3ALM (4,20 mg/L) na seca, ambos no setor C da bacia. Em 2011, o maior valor de NT também foi no ponto P3ALM (setor C) no período de seca (10,14 mg/L). No entanto, o setor A também apresentou valores elevados de NT durante os períodos de cheia e seca nesse mesmo ano, refletindo a destinação de excrementos oriundos da criação de bovinos que predomina naquele setor e a própria destinação de compostos nitrogenados oriundos da vegetação natural (Fig. 91).

Figura 91 - Comportamento dos valores absolutos, pontuais e por setor, das variáveis de Nitrogênio Total, Fósforo Total e Amônia – período de cheia de 2010 e 2011

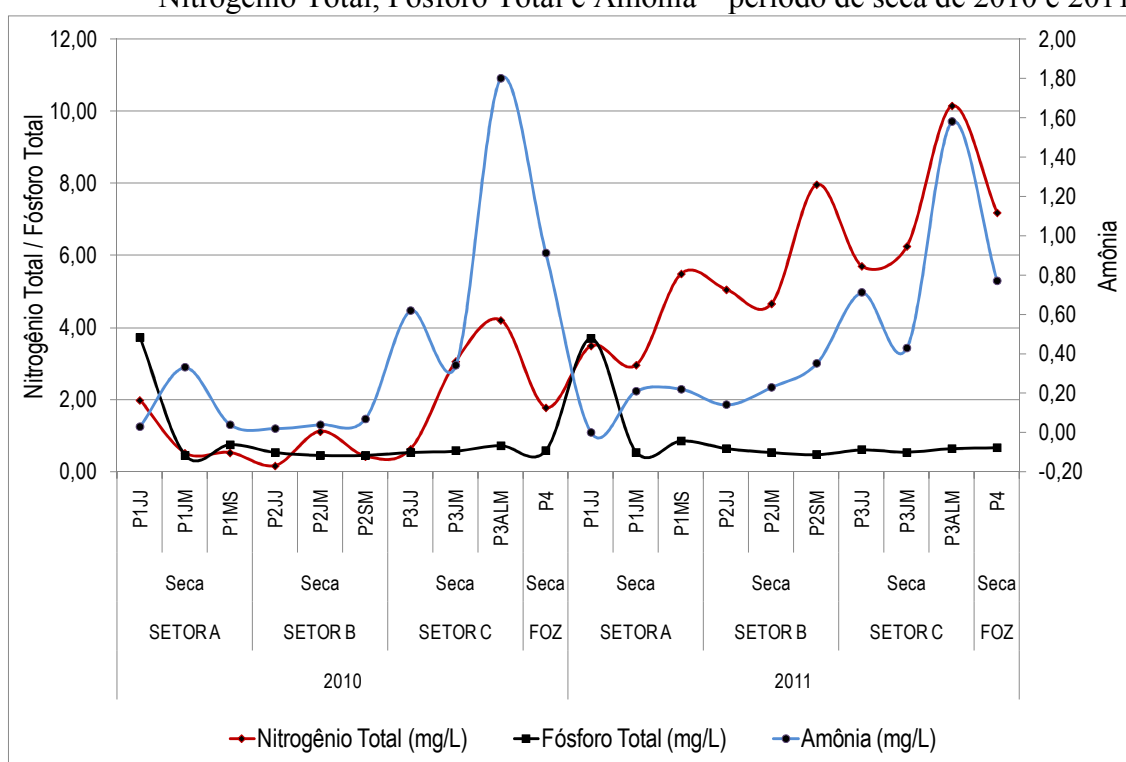


Segundo Dynia e Camargo (1999) quando os compostos nitrogenados, principalmente os nitratos, não são retidos pela fase sólida do solo, tendem a permanecer em solução e podem ser lixiviados pelas águas de percolação, resultando na perda do nitrogênio que poderia ser utilizado pelas plantas, além de apresentar alto potencial de contaminação de águas superficiais e subterrâneas.

Os valores de Amônia (Apêndice C) corroboraram os valores de NT no setor C, na época de seca, que apresentou maior concentração em razão dos esgotos domésticos que são despejados no Igarapé do Almoço. Neste setor, na seca de 2011, o Igarapé do Almoço apresentou grande contribuição de Amônia (1,58 mg/L), possivelmente, em decorrente da mesma razão acima. Em 2010, a maior concentração de Amônia foi encontrada no setor A (2,63 mg/L no ponto P1MS).

Os valores máximos do PT foram observados no P2SM (Setor B) na cheia (1,63 mg/L), e no P1JJ (Setor A) na seca (3,73 mg/L), em 2010. Em 2011, o valor mais elevado foi observado no ponto P3ALM (Setor C) na cheia (1,80 mg/L) e, no período de seca, o maior valor foi no ponto P1JJ (3,70 mg/L), no setor A (Fig. 92).

Figura 92 - Comportamento dos valores absolutos, pontuais e por setor, das variáveis de Nitrogênio Total, Fósforo Total e Amônia – período de seca de 2010 e 2011.

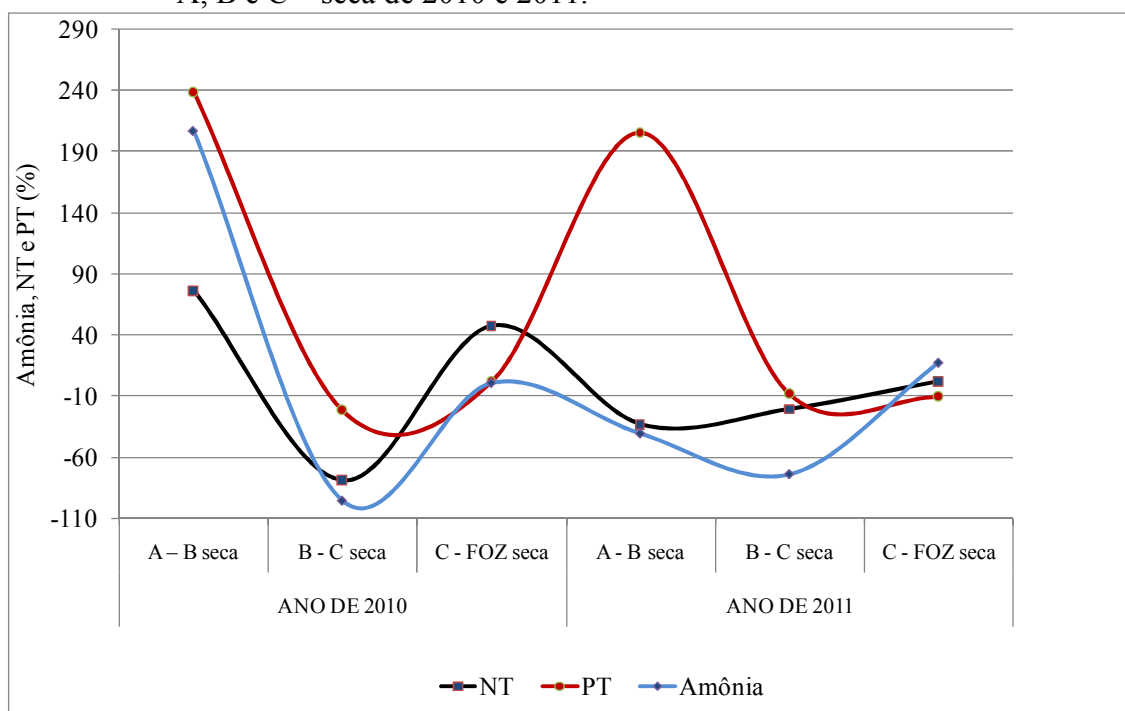


Em 2010, os valores de NT, PT e Amônia do setor A, comparados com os do setor B, foram maiores no período da seca em 76,74, e 239,73 e 207,69%, respectivamente, demonstrando que o setor A estava mais impactado devido, principalmente, ao uso de fertilizantes, pesticidas e inseticidas das lavouras e pastagens. Em 2011, houve redução em relação a NT (32,43%) e Amônia (40,28%) nos dois setores, sendo que os valores de PT

(205,99%) permaneceram elevados no setor A, durante o mesmo período sazonal em relação ao setor B (Tab. 32).

Ainda no período seco dos dois anos, o NT, PT e Amônia apresentaram variações percentuais maiores no setor C em relação ao setor B, demonstrando a influência da urbanização para o aumento da concentração dessas variáveis (Fig. 93).

Figura 93 – Variação percentual média das variáveis Amônia, NT e PT, entre os setores A, B e C – seca de 2010 e 2011.



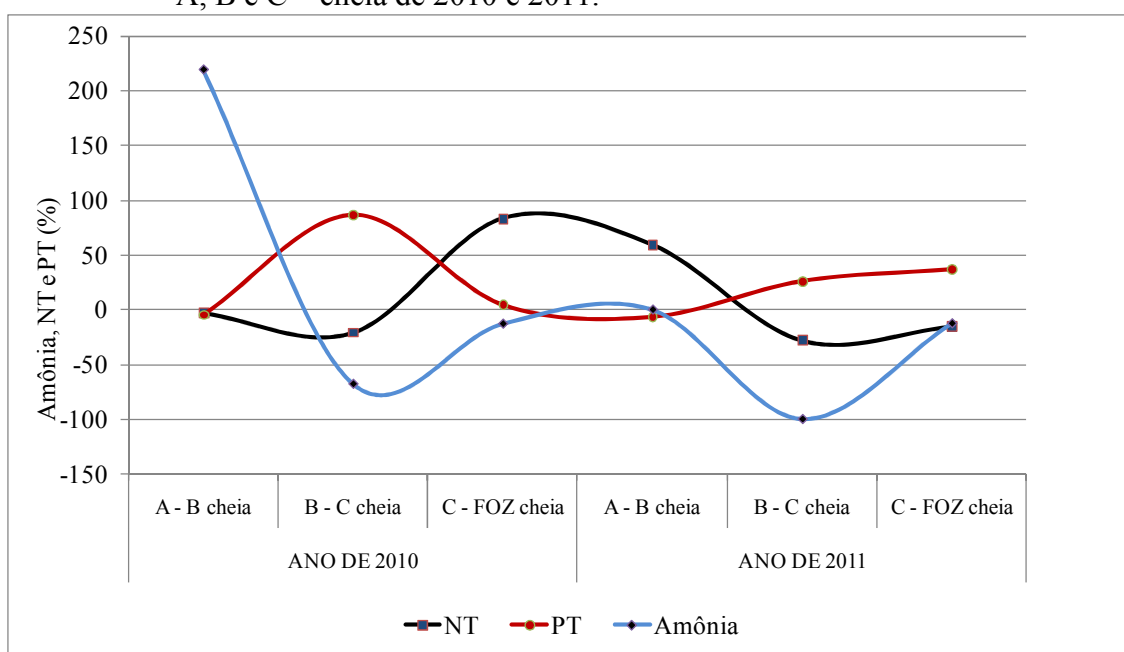
No período de cheia de 2010, conforme a tabela 32 e a figura 93, o setor A apresentou maior variação percentual em relação ao setor B (219,13%), indicando aquele setor com a maior concentração de poluentes. As demais variáveis não apresentaram variações significativas. Em 2011, a Amônia não apresentou variação entre os dois setores, no entanto, o NT apresentou a 59,30% mais concentração no setor A do que no setor B.

Nesse mesmo período sazonal de 2010, o NT e a Amônia do setor B em relação ao setor C, demonstram maior variação (20,98 e 67,88%, respectivamente), o que pode indicar que houve lixiviação de material contaminado, proveniente da criação bovina, para os mananciais, considerando-se que o setor B está totalmente inserido em zona rural. Em 2011, houve variação de 28,11% no NT, e o aumento de 100,00% da Amônia, indicando que houve uma piora nas concentrações de poluentes, de 2010 para 2011, no setor B.

Já a variação de PT em 87,15% e 26,68%, na cheia de 2010 e 2011, indica que o setor C possuía grande concentração desse elemento em relação ao setor B, considerando-se tratar de área urbana, onde a destinação de esgoto e excrementos de origem humana aumenta a sua concentração na água (Tab. 32 e Fig. 94).

O setor C apresentou, no mesmo período, um acréscimo de 78,20% e 95,29% nas taxas de NT e Amônia, respectivamente, em relação ao setor B, não havendo grande variação percentual em relação ao PT (Fig. 94).

Figura 94 – Variação percentual média das variáveis Amônia, NT e PT, entre os setores A, B e C – cheia de 2010 e 2011.



O P4, apresentou valores reais de NT elevados no período de seca e cheia do ano de 2011, em comparação com os demais pontos do canal principal, com destaque para a seca com 7,18 mg/L, enquanto que na cheia apresentou o segundo maior valor (5,48 mg/L), caracterizando uma grande concentração de nutrientes nesse ponto de coleta. Quanto ao PT, esse ponto apresentou maior valor no período de cheia (0,90 mg/L) e o menor na seca (0,67 mg/L), em razão da maior lixiviação e escoamento de fosfatos e matéria orgânica para aquele ponto por se tratar do exutório da bacia (Apêndice C).

Em geral, todos os pontos apresentaram valores elevados, notadamente nos períodos de cheia de ambos os anos de monitoramento, evidenciando a importância da quantidade de água disponível para a autodepuração ou concentração de poluentes. Silva *et al.* (2001), ao monitorarem a porção inferior do Rio Paraíba do Sul, município de Campos (RJ),

observaram que as concentrações de NT e PT foram diretamente proporcionais à vazão, indicando que quanto maior ou menor a quantidade de água, maior ou menor será a concentração desses elementos.

Furtado (2005), ao estudar o Rio Acre, demonstrou que esse padrão se aplica apenas para as concentrações de PT, já que as concentrações de NT foram maiores na seca. Nesse caso, a bacia do Igarapé Judia seguiu o comportamento do Rio Acre no que diz respeito às concentrações de PT e diferiu quanto as concentrações de NT, que foram maiores no período de cheia. Possivelmente, a urbanização tenha contribuído para isso, já que o setor que apresentou maior concentração de NT está localizado em área que sofre os efeitos da urbanização.

No entanto, considerando-se a média dos dois anos monitorados para cada período sazonal, percebeu-se valores limites elevados, representando maiores concentrações durante o período seco, tanto para NT quanto para PT, refletem o papel ineficiente da depuração do corpo hídrico para alcançar valores mais baixos, em razão do pequeno volume de água nessa época do ano, conforme pode-se observar nas figuras 95 e 96.

Figura 95 - Concentração média de NT (mg/L) para os períodos de cheia (esquerda) e seca (direita) correspondentes aos anos de 2010 e 2011.

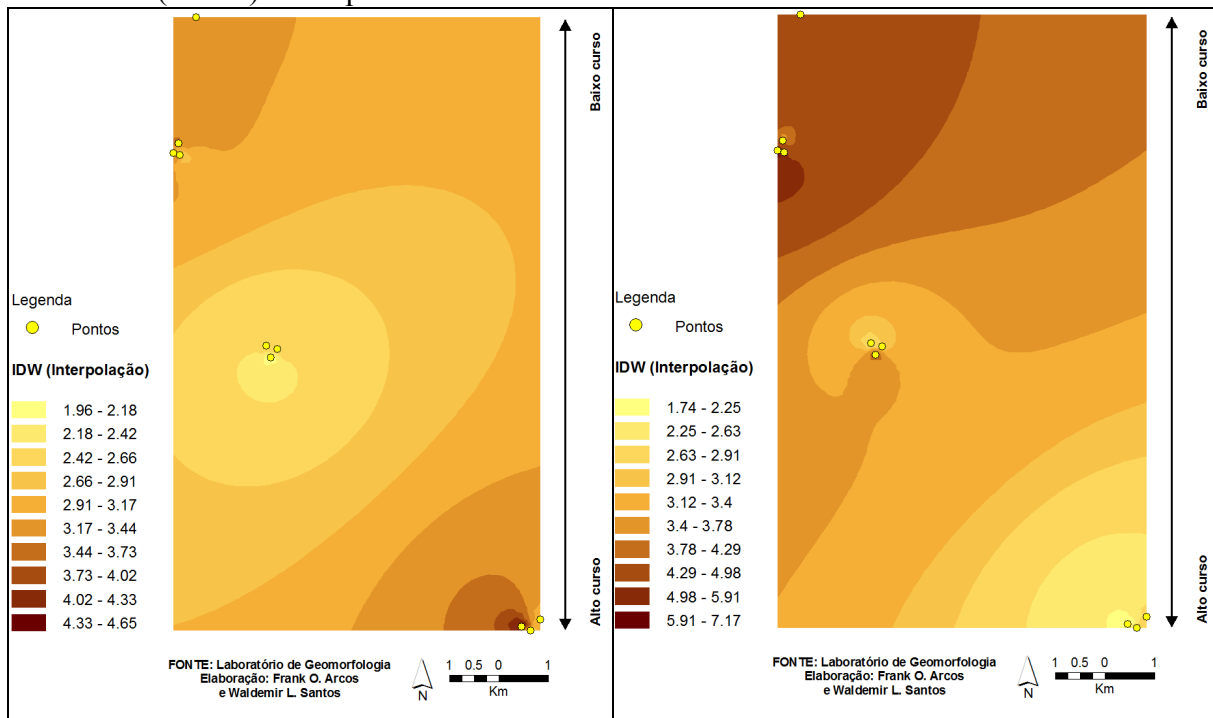
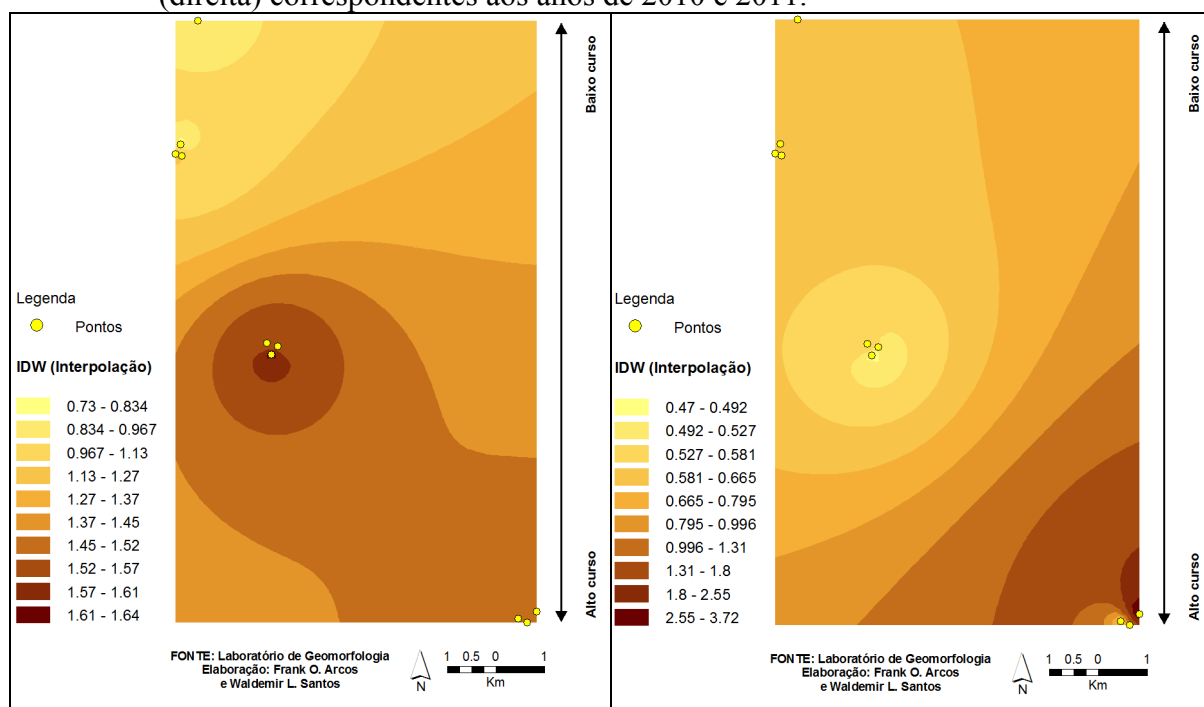


Figura 96 - Concentração média de PT (mg/L) para os períodos de cheia (esquerda) e seca (direita) correspondentes aos anos de 2010 e 2011.



A variável PT, independentemente da NT, dada a sua concentração em um corpo d'água, pode representar também o teor de poluição hídrica. Oriundo de vias antropogênicas, é acrescido às águas por derivados de detergentes, inseticidas e pesticidas (LIMA, 2001), o que pode estar ocorrendo em ambos os setores da bacia, ora como fonte doméstica, ora como fonte oriunda da aplicação de pesticidas e inseticidas nas lavouras e pastagens que compõem a bacia.

Com essa carga poluidora, os mananciais tendem a apresentar o desenvolvimento de algas tóxicas, em razão da alta concentração de NT, PT e Amônia em suas águas, representando alta entropia para o ecossistema aquático.

e) Coliformes Termotolerantes

Coliformes Termotolerantes são bactérias do grupo *coliforme* e constituem o indicador mais usado de contaminação do tipo fecal, sendo empregadas como parâmetro bacteriológico básico na caracterização e avaliação da qualidade das águas em geral. Vários autores vêm sugerindo a utilização apenas da bactéria *E. coli* como indicadora de poluição fecal (SANCHEZ, 1999 *apud* LIMA, 2001).

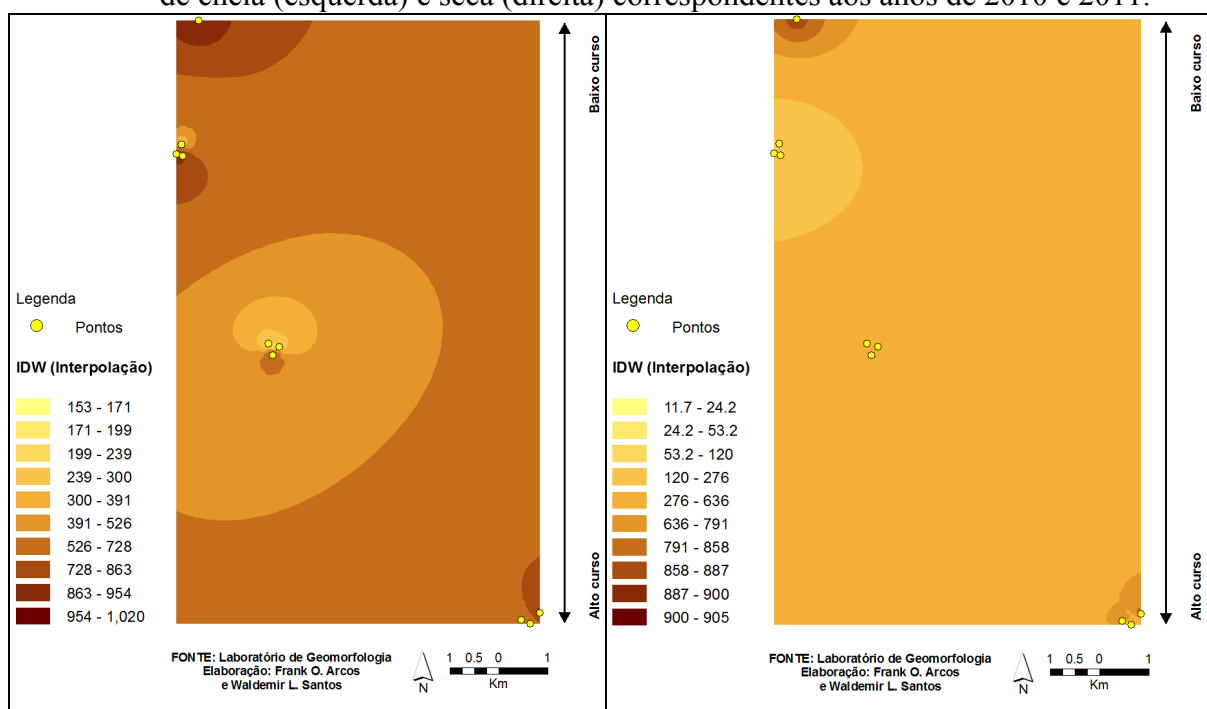
Nas amostragens da água nos anos de 2010 e 2011, os maiores valores de coliformes foram encontrados, em geral, nos períodos da cheia, quando atingiram valor máximo de 1.600 NMP/100 mL em pontos isolados dos setores A, B e C.

Entre os setores, nos períodos de cheia, o setor A apresentou variação média de 64,59% em relação ao setor B, em 2010, e de 192,10%, em 2011, tendo havido, portanto, acréscimo do primeiro em relação ao segundo durante o período sazonal analisado.

Do mesmo modo, o setor C apresentou 17,26 e 82,15% a mais de coliformes em relação ao setor B, nas cheias de 2010 e 2011, respectivamente (Tab. 32).

Nos setores A e B, esses valores podem estar relacionados à prática de criação bovina na bacia, pois esta é a atividade predominante, considerando-se que esses pontos de coleta situam-se em área rural e com intensa atividade pastoril. Na figura 97, observa-se a espacialização da concentração média de coliformes para o período monitorado.

Figura 97 - Concentração média de Coliformes Termotolerantes (NMP/100 mL) nos períodos de cheia (esquerda) e seca (direita) correspondentes aos anos de 2010 e 2011.



Os valores elevados de Coliformes Termotolerantes no setor C no período de cheia são justificados pelos efeitos da urbanização das margens dos igarapés que, com o aumento do nível das águas, ocorre a “lavagem” da carga de matéria orgânica, aumentando a concentração de coliformes na água.

No caso do P4 (exutório), os valores foram determinados pela lixiviação de latrinas e esgotos situados nas margens dos canais na época de cheia e, no período de seca, o baixo nível das águas favoreceu a concentração desses seres vivos.

Esse comportamento já havia sido constatado por Santos (2005) quando da análise dos efeitos do processo de urbanização sobre o canal principal da bacia do igarapé Judia.

Considerando-se as inúmeras variáveis que podem interferir nos valores de coliformes, como temperatura, acidez, compostos inorgânicos, etc, os dados não apresentaram linearidade, com oscilações durante todo o período de coleta.

5.6.2 Caracterização espacial e temporal da carga de metais dissolvidos - cheia e seca dos anos de 2010 e 2011.

Neste tópico será discutida a caracterização geoquímica da água, com base na análise da concentração de metais pesados e de variáveis que contribuem para a carga dissolvida da bacia. Essa análise fundamenta-se na hipótese inicial de que as atividades exercidas no interior da bacia se fazem refletir diretamente nas concentrações de valores referentes a variáveis responsáveis pelos padrões de dissolução na água.

Para fundamentar a discussão de algumas variáveis, utilizou-se como fator de comparação os parâmetros e limites da Resolução CONAMA nº 357/2005 (BRASIL, 2005) obedecendo ao enquadramento para rios de classe II (Quadro 5). No entanto, variáveis que não se enquadraram na referida resolução estão sendo discutidas com base em seu comportamento dentro de cada setor da bacia e a sua influência e/ou interferência para a compreensão da perda geoquímica da área.

Quadro 5 – Variáveis e parâmetros de carga em dissolução na água

Variáveis	Parâmetros
Ferro	0,3 mg/L Fe
Manganês	0,1 mg/L Mn
Zinco	0,18 mg/L Zn
Cobre	0,009 mg/L Cu
Cromo	0,05 mg/L Cr
Alumínio	0,1 mg/L Al
Cloretos	250 mg/L Cl
Dureza total	*
Sólidos Totais	500 mg/L
Sílica	*

Fonte: BRASIL (2005).

* Variáveis não incluídas na resolução nº 357/2005.

a) Ferro (Fe), Manganês (Mn) e Zinco (Zn)

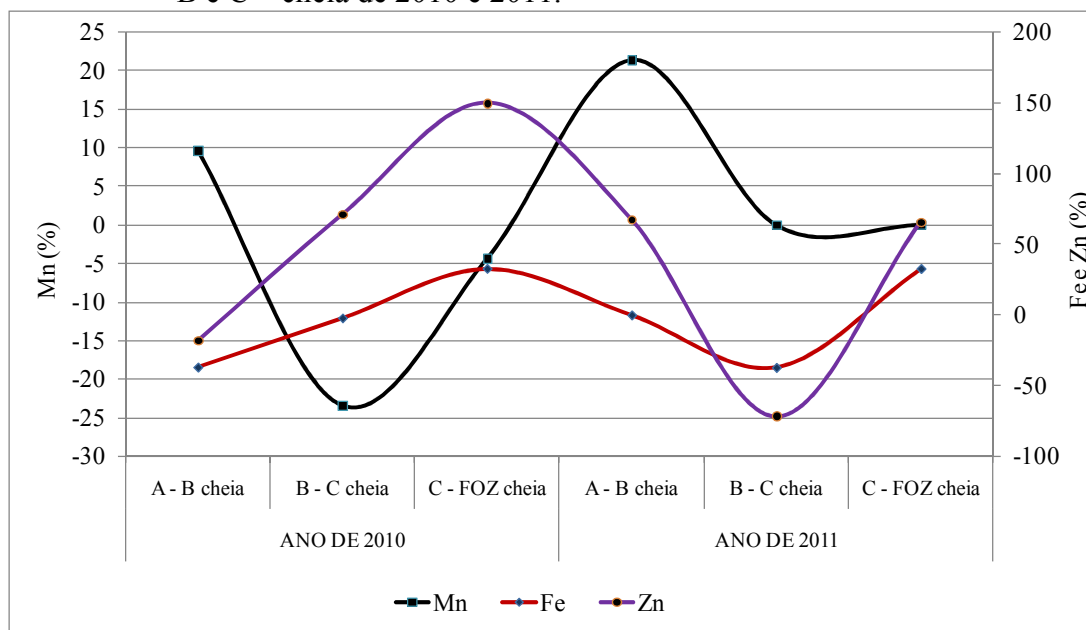
Em 2010, detectou-se que a maior carga de Fe nas águas da bacia ocorreu durante o período chuvoso, decaindo no período de estiagem, porém, o maior valor observado foi no setor C (4,14 mg/L) no ponto P3ALM, no período de seca, o mesmo ocorrendo em 2011 (5,41 mg/L). Não houve linearidade dos dados entre os períodos sazonais de ambos os anos. No entanto, observou-se que todas as amostras apresentaram taxas elevadas de teor de Fe em relação ao que prevê a legislação ambiental.

A superficialidade do lençol freático, possivelmente, pode estar contribuindo com a grande concentração de Fe na água dos mananciais, notadamente no setor C da bacia, que abrange áreas de terraços e planícies de inundação do Rio Acre que, aliados às demais variáveis ambientais, como altas temperaturas e condições pedológicas favoráveis, além da urbanização expressiva naquele Setor, tendem a promover maior formação, saída e concentração de Fe nas águas dos mananciais.

Em 2010, a situação pode estar atrelada à localização dos setores A e B em área rural, cobertos por pastagem e fragmentos de mata ciliar. Os teores elevados de Fe possivelmente foram em razão lixiviação dos solos que possuem maior concentração de Fe, com características de Latossolos, Argissolos e Plintossolos. O pH abaixo de 7,0 manteve a forma solúvel, mesmo com alta concentração de OD.

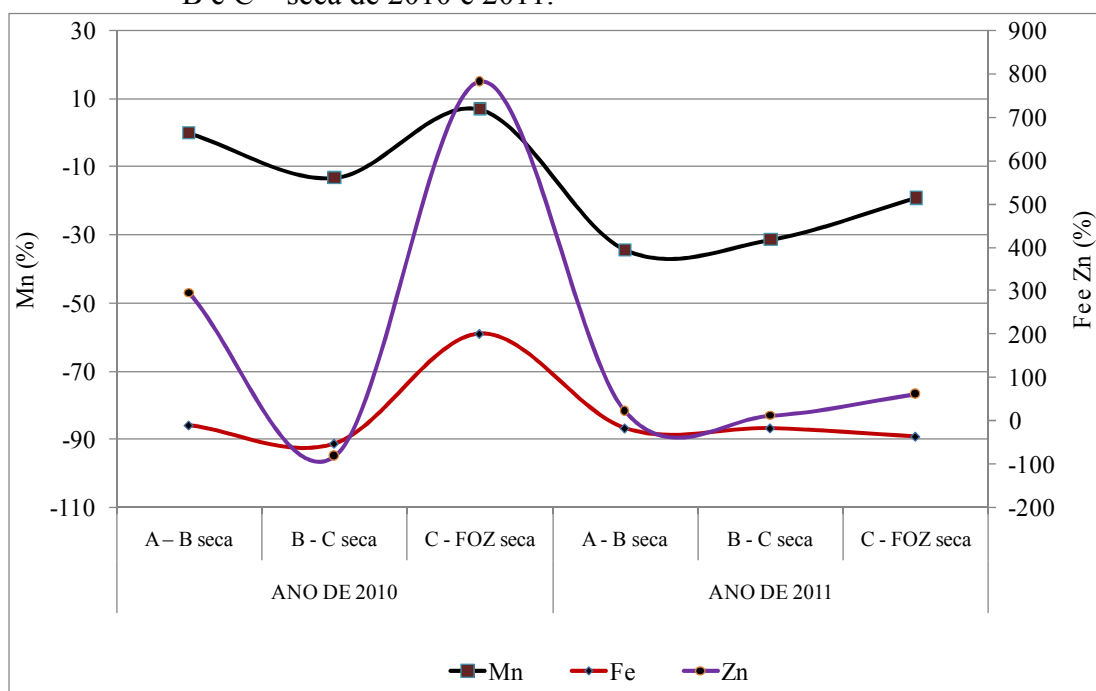
Entre os setores, o setor A apresentou 36,95% a de menos concentração de Fe no período de cheia de 2010, do que o setor B, ao contrário de 2011, quando não foi constatado nenhuma variação. Entre os setores B e C, a maior variação ocorreu no ano de 2011, quando as taxas de Fe no setor C apresentaram-se 37,20% maiores do que as do setor B. Isto ocorreu também no exutório da bacia (P4), com menor concentração (32,88%) do que no setor C (Tab. 32 e Fig. 98).

Figura 98 – Variação percentual média das variáveis Fe, Zn e Mn entre os setores A, B e C – cheia de 2010 e 2011.



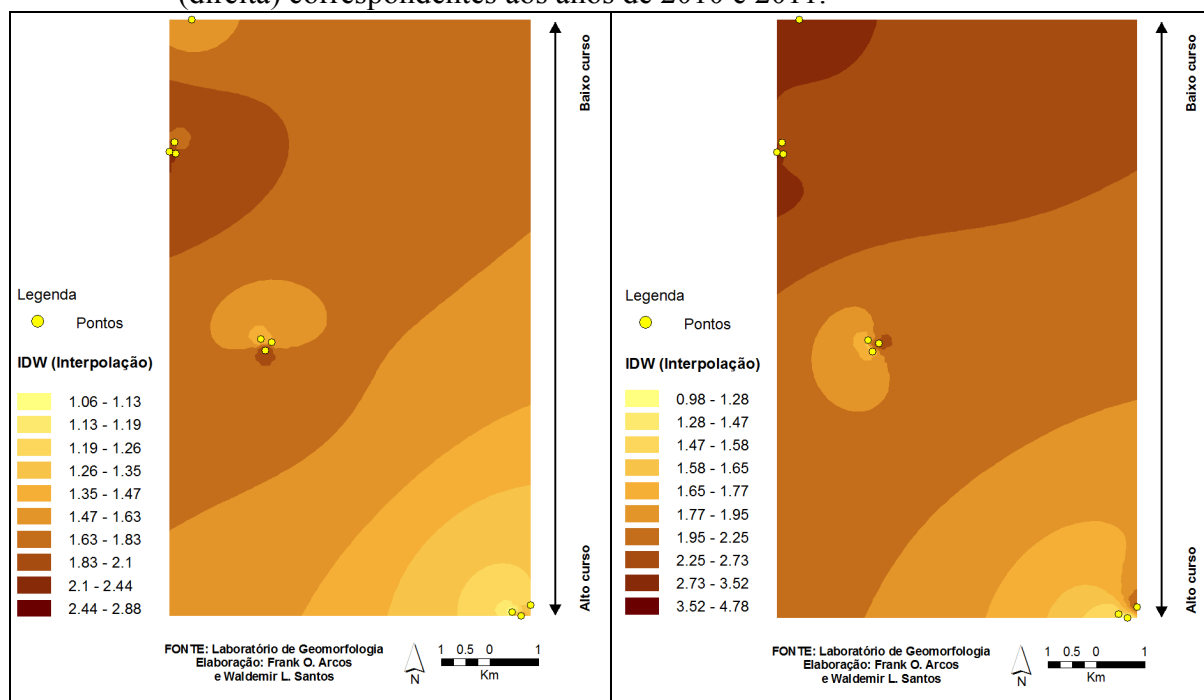
No período de seca de 2010, a maior variação ocorreu entre os setores B e C, com o segundo alterando sua concentração em 51,82% com relação ao primeiro. Em 2011, essa variação foi pequena (16,30%), indicando que os processos de dissolução foram mais acentuados em 2010. Já o exutório da bacia apresentou 35,43% de alteração em relação ao setor C, por receber grande parte da carga transferida em longo da bacia (Fig. 99).

Figura 99 – Variação percentual média das variáveis Fe, Zn e Mn entre os setores A, B e C – seca de 2010 e 2011.



A explicação para o alto teor de Fe no ponto P3ALM durante a seca pode estar relacionado ao baixo nível das águas, e ao alto valor de pH apresentado em ambos os pontos de coleta, favorecendo a concentração desse elemento e mantendo-o na forma solúvel (Fig. 100).

Figura 100 - Concentração média de Fe (mg/L) para os períodos de cheia (esquerda) e seca (direita) correspondentes aos anos de 2010 e 2011.



O Mn apresentou em 2010 valores elevados em todos os pontos de monitoramento em ambos os períodos sazonais, com destaque para o período de cheia com valor máximo ocorrendo no setor C (13,9 mg/L) no ponto P3JJ, em concordância com os valores de Fe. Em 2011, verificou-se valores também elevados nos pontos em que houve ocorrência desse metal, com a concentração maior no período de seca também no setor C (2,90 mg/L) no ponto P3JM (Apêndice C).

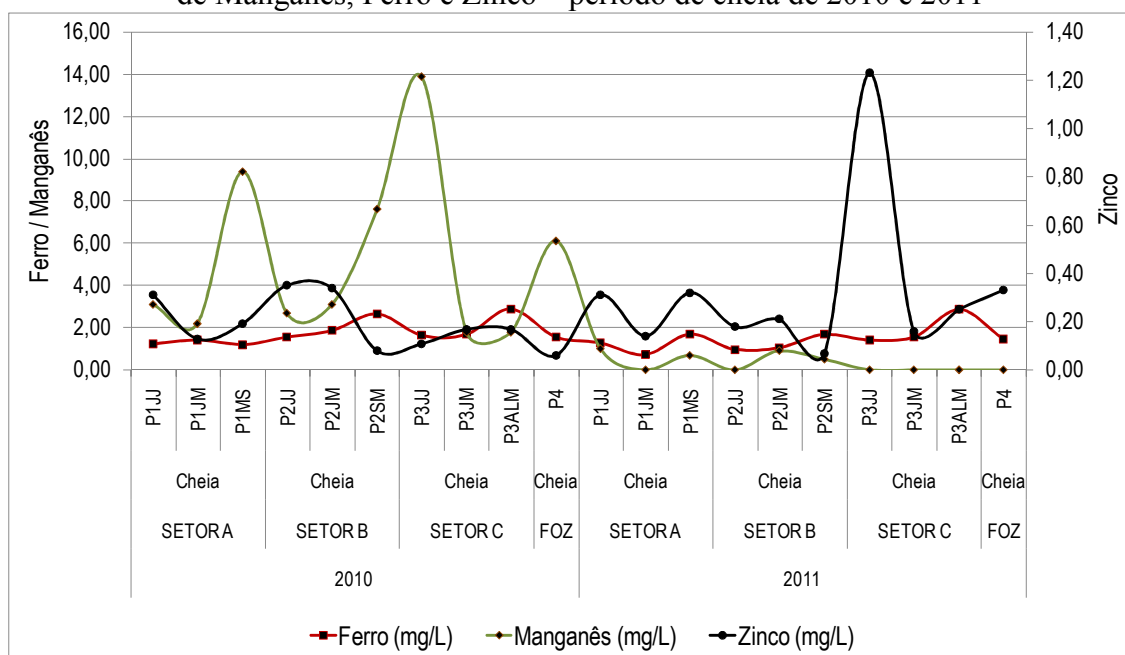
O Mn apresentou maior variação entre os setores B e C no período de cheia de 2010, com o setor C apresentando elevação de 23,43% em relação ao setor B. Em 2011, essa variação foi de 31,37%, estabelecendo maior concentração de Mn, porém, no período de seca, em razão da concentração desse metal na água (Tab. 32 e Fig. 101).

O setor B apresentou 34,29% de variação em relação ao setor A, no período de seca em 2011, o que pode estar associado à lixiviação dos solos com baixo pH e à presença de

fertilizantes no tratamento da pastagem e na agricultura de subsistência (Tab. 32). Em 2010, não houve variação entre esses dois setores.

Observou-se que, entre os períodos sazonais, o de cheia é tido como propulsor da maior saída de Mn na água, proporcionada pela lixiviação das áreas fonte desse metal, enquanto que na seca, em razão do baixo nível das águas, há tendência à concentração (Fig. 101).

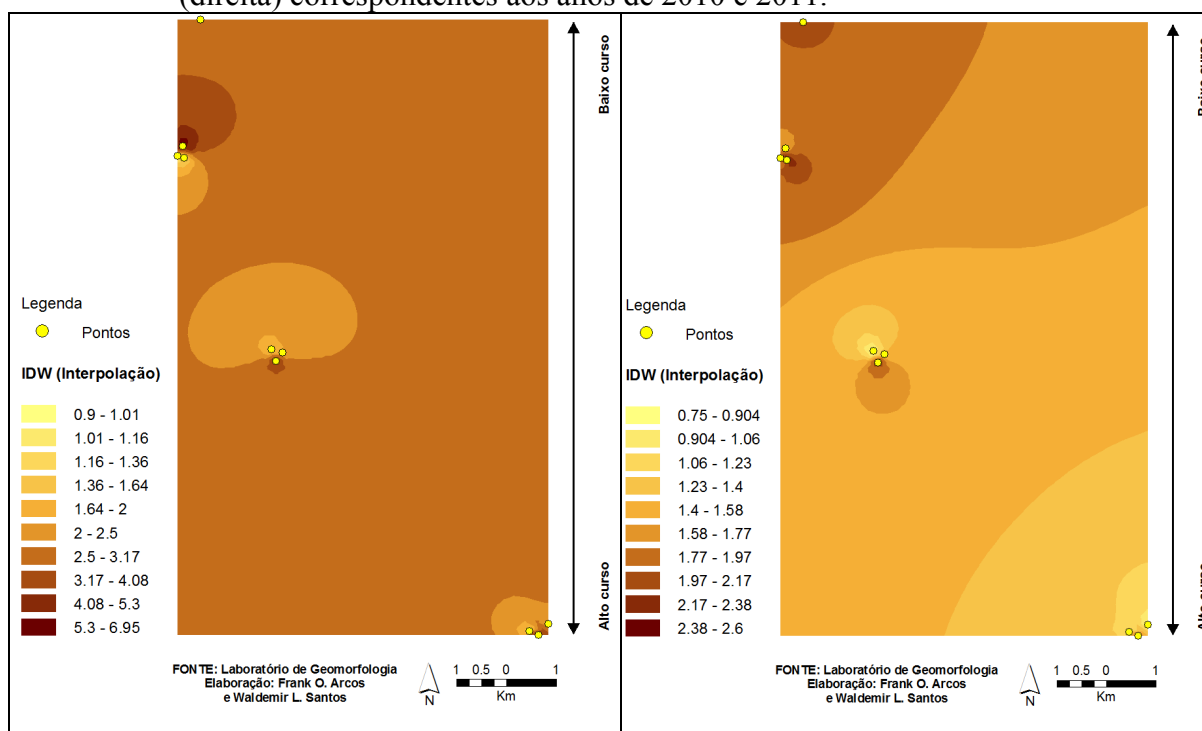
Figura 101 - Comportamento dos valores absolutos, pontuais e por setor, das variáveis de Manganês, Ferro e Zinco – período de cheia de 2010 e 2011



A solubilidade dos óxidos e hidróxidos de manganês é controlada pelo pH dos solos. Quanto menor o pH maior a solubilidade do Mn. Esse fato pode ser constatado pelos valores médios de pH dos solos que fazem parte dessas áreas (4,3).

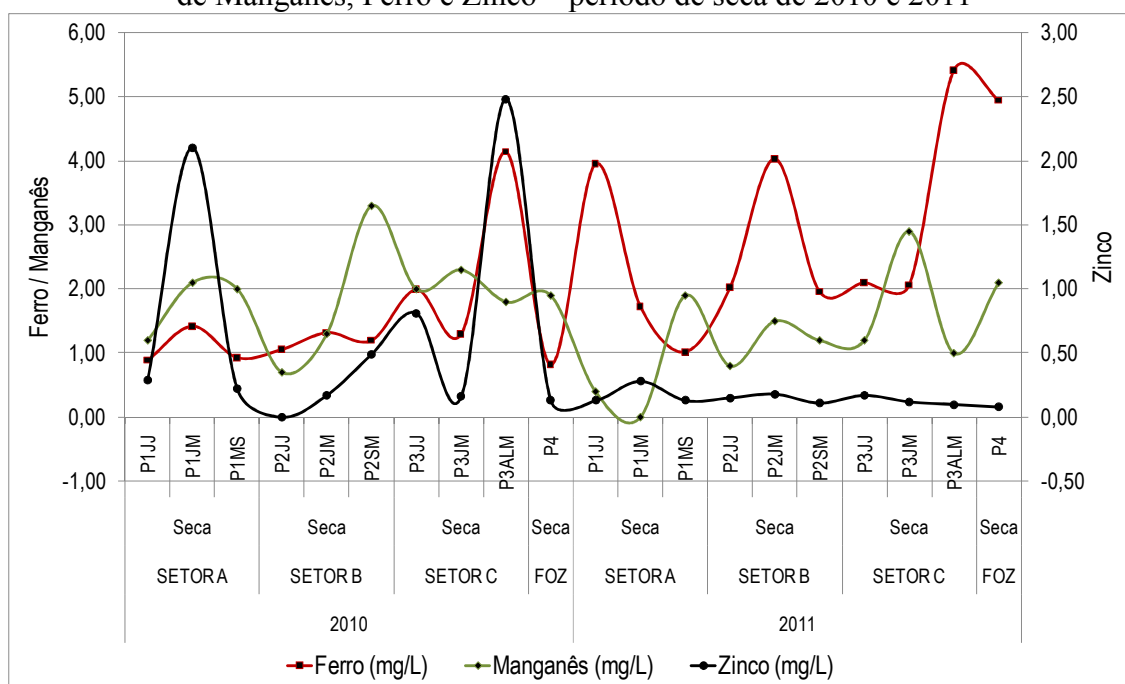
Conforme a legislação vigente, todos os valores referentes às concentrações de Mn na água foram extremamente elevadas, o que indica a necessidade de maiores investigações em pesquisas futuras na área. Na figura 102, visualiza-se a concentração média de Mn a partir de interpolação dos valores por ponto monitorado, relativos aos períodos da pesquisa.

Figura 102 - Concentração média de Mn (mg/L) para os períodos de cheia (esquerda) e seca (direita) correspondentes aos anos de 2010 e 2011.



A figura 103 mostra que o Zn apresentou maiores concentrações no período de seca em 2010. O maior valor encontrado no período de cheia foi no setor B (0,35 mg/L, no ponto P2JJ), localizado em área rural, enquanto que no período de seca, foi o setor C, sob a influência de área urbana, que apresentou o valor máximo (2,48 mg/L no ponto P3ALM). Em 2011, esta variável apresentou maiores concentrações no período de cheia, com maior valor medido no setor C (1,23 mg/L, no ponto P3JJ), localizado em área urbana. No período da seca do mesmo ano, o setor A, localizado na área rural apresentou o maior valor medido (0,28 mg/L no ponto P1JM).

Figura 103 - Comportamento dos valores absolutos, pontuais e por setor, das variáveis de Manganês, Ferro e Zinco – período de seca de 2010 e 2011



Considerando-se a localização desses pontos, constatou-se que os pontos localizados em área rural (setores A e B) apresentaram concentração de Zn mais alta, o que possivelmente pode ser resultante do uso de pesticidas ou fungicidas à base de Zn, já que alguns desses produtos são fabricados a partir desse metal.

O valor elevado medido na área urbana (setor C) indica tratar-se de concentração associada à disposição de efluentes domésticos no Igarapé Judia (Fig. 103). Uma vez disposto em ambiente aquático, a mobilidade do Zn é fortemente influenciada pela presença de matéria orgânica, justificando o alto valor apresentado nesse ponto de coleta (McBRIDE, 1994; ACCIOLY e SIQUEIRA, 2000).

O aumento da concentração no período de seca pode estar relacionado à presença desse elemento trazido por sedimentos que foram carreados para o manancial como observado por Rezende (2009), que indica ser o Zn um elemento de média mobilidade em solos e sedimentos.

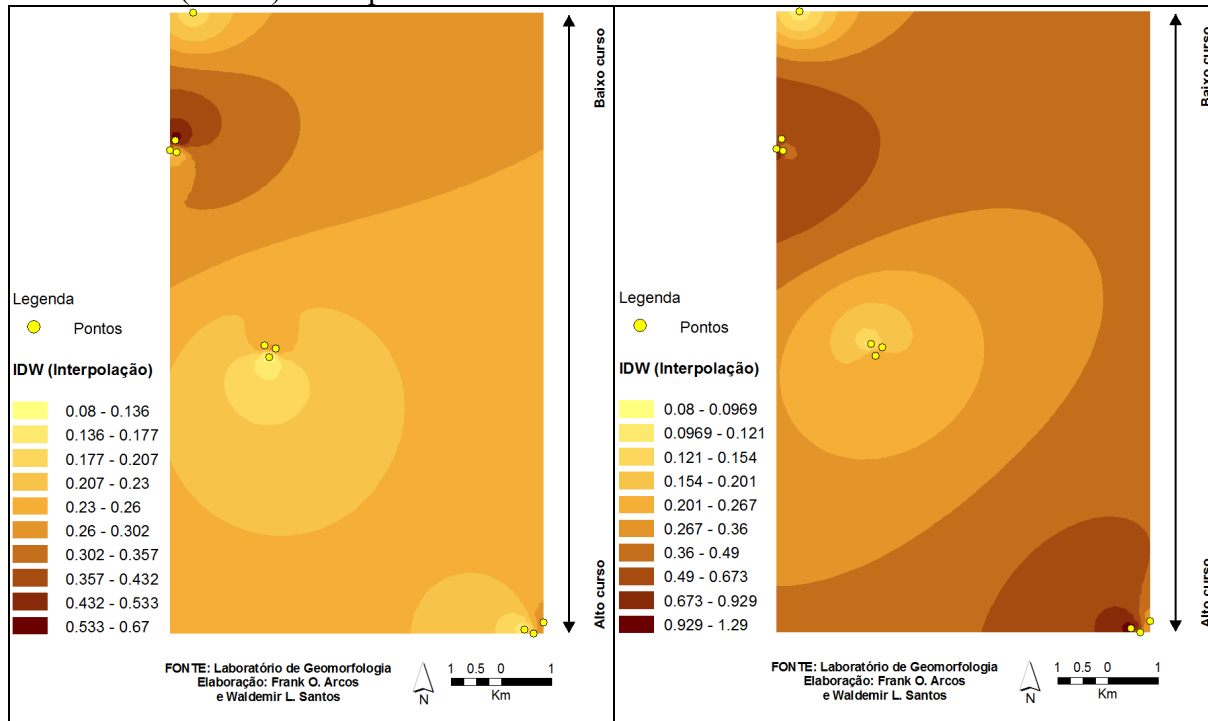
O Zn apresentou maior variação entre os setores no ano de 2010 do que em 2011. No setor A, no período seco, a variação foi de 295,45% com relação ao setor B, registrando concentração considerável, provavelmente, em razão do uso de pesticidas ou fungicidas fabricados à base desse metal, já que no setor A há forte presença de atividades agropastoris, favorecendo a concentração na água nesse período sazonal. Do mesmo modo, o

setor B apresentou maior variação em relação ao setor C (80,87%) nesse mesmo período, refletindo a mesma situação do setor A (Tab. 32).

No período de cheia em 2010, a variação entre o setor B e o C também foi alta (71,11%), bem como a do C em relação ao exutório da bacia (150,00%). Em 2011, a variação do setor A para o setor B foi de 67,39%, enquanto a maior variação do crescimento do setor C foi com relação ao setor B (71,95%). Em 2011, o setor C apresentou ainda, maior concentração de Zn em relação ao exutório, tanto na cheia (65,66%) quanto na seca (62,50%) (Tab. 32).

Esses dados demonstram que a dinâmica de concentração desse metal é condicionada pelos efeitos do uso da terra em cada setor, refletida na sua maior concentração nos períodos de seca e maior lixiviação no período de cheia. Os setores A e B refletem o impacto das atividades agropastoris, e o setor C os efeitos da urbanização. A figura 104, demonstra a média de concentração de Zn, referentes aos anos de 2010 e 2011, para os períodos de cheia e seca.

Figura 104 - Concentração média de Zn (mg/L) para os períodos de cheia (esquerda) e seca (direita) correspondentes aos anos de 2010 e 2011.



Em águas superficiais não poluídas, o Zn se concentra na faixa de <0,001 a 0,10 mg/L. Segundo a CETESB (2011), este elemento pode trazer complicações ao homem somente se ingerido em doses muito elevadas, considerando essa condição como de

ocorrência rara. Conforme a Resolução CONAMA nº 357/2005, o valor máximo de Zn permitido em uma amostra de água para rios cujo enquadramento seja de classe 2, é de no máximo 0,18 mg/L.

No entanto, em muitas amostras (Apêndice C) esse valor apresentou-se além do valor máximo, indicando efeitos do uso da terra para o aumento dessa concentração, já que o Zn faz parte da formulação de agroquímicos que, possivelmente, são utilizados principalmente nos pontos que se situam na área rural.

b) Cobre (Cu), Cromo (Cr) e Alumínio (Al)

As concentrações de Cu na área estudada não obedeceram a um padrão sazonal definido, apresentando no entanto, altas concentrações, tanto no período da seca como na cheia em ambos os anos, nos pontos em que foi detectado (Apêndice C).

Em 2010, observou-se uma maior concentração desse elemento no período de cheia, quando atingiu o valor máximo de 0,88 mg/L no ponto P4, localizado no exutório da bacia. No período de seca, o maior valor foi de 0,66 mg/L, detectado no setor B (Apêndice C).

Nos períodos de cheia e seca deste mesmo ano, o setor B apresentou acréscimo médio de concentração de 47,76% e 75,00%, respectivamente, em relação ao setor A. Já o setor C, registrou aumento de 48,85% em relação ao setor B na cheia e, diminuiu 75,00% no período de seca, evidenciando a presença de Cu na água pelos processos de escoamento e lixiviação (Tab. 32).

Em 2011, a maior concentração observada ocorreu no setor A no período de cheia (valor máximo de 0,67 mg/L). No período de seca, o maior valor foi de 0,62 mg/L, detectado no setor B (Apêndice C).

No mesmo ano, no período de seca, o setor B apresentou acréscimo médio de 100,00% de concentração desse elemento em relação ao setor A, enquanto na cheia, o setor C apresentou 100,00% de aumento em relação ao B, diminuindo posteriormente em 47,22% em relação ao exutório da bacia (P4) (Tab. 32).

As fontes de Cu para o meio ambiente incluem minas de cobre ou de outros metais, corrosão de tubulações de latão por águas ácidas, efluentes de estações de tratamento de esgotos, uso de compostos de cobre como algicidas aquáticos, escoamento superficial e contaminação da água subterrânea a partir do uso agrícola do cobre e precipitação atmosférica de fontes industriais (CETESB, 2011).

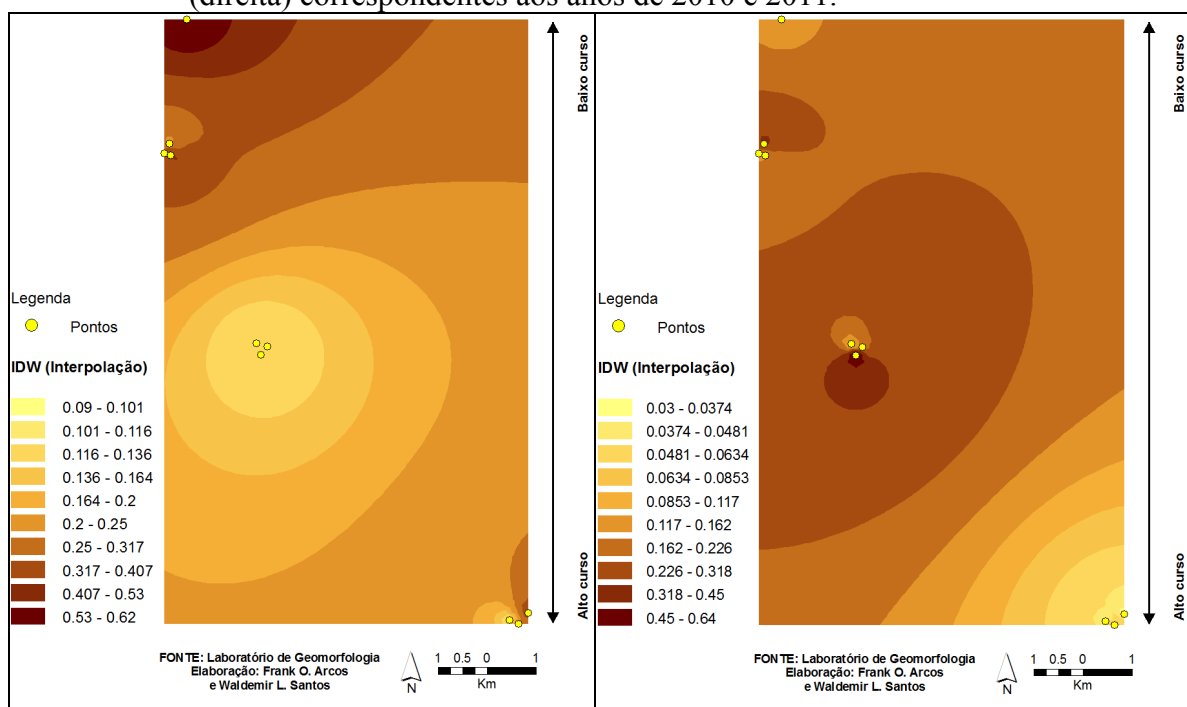
Nesse sentido, a presença de Cu nos setores estudados é, possivelmente, resultado dos efeitos do uso da terra nessas áreas, notadamente porque o setor B abrange grande área rural, formada por pastagens e pequena agricultura de subsistência que, possivelmente, fazem uso de produtos agroquímicos, o que pode estar contribuindo para o aumento da concentração desse metal na água.

Esse fato também foi constatado no trabalho desenvolvido por Lemos (2003) na bacia do rio Maquiné, no Rio Grande do Sul, quando encontrou valores elevados de Cu em ambos os períodos sazonais, porém, com maior concentração no período chuvoso devido os processos de lixiviação do solo, atribuindo-se essa condição ao uso de fungicidas à base de Cu.

Em solos altamente intemperizados, a adsorção do Cu é influenciada por seus atributos químicos, físicos e mineralógicos, que afetam decisivamente a retenção desse e de outros compostos. Segundo Alleoni *et al.* (2009), uma das correlações positivas encontradas em solos, foi entre a adsorção de Cu e o teor de argila, sendo que esta característica física passou a ser utilizada como indicadora do comportamento de metais no solo, principalmente em subsuperfície. Isto permite associar a quantidade de Cu encontrada na água da área estudada à ocorrência de processos de lixiviação e/ou percolação do solo, considerando-se que grande parte dos solos pesquisados dispõe de horizontes texturais.

O alto valor de Cu no exutório da bacia (P4), no período de chuvas na região, justifica-se em razão da lixiviação de toda carga de nutrientes e contaminantes ao longo da bacia, resultando na ocorrência, no setor C, da maior concentração desse metal, conforme observado nos valores médios espacializados por interpolação na figura 105.

Figura 105 - Concentração média Cu (mg/L) para os períodos de cheia (esquerda) e seca (direita) correspondentes aos anos de 2010 e 2011.



Pelos dados analisados (Apêndice C) a concentração do Cu nas águas em alguns pontos amostrados é, em geral, alta devido à adsorção por minerais de argila, óxidos de Fe e resíduos orgânicos e as condições de pH alto, o que pode nos explicar a ausência deste elemento nos demais pontos amostrados. Todos os valores detectados estão fora do limite estabelecido pela legislação ambiental (0,009 mg/L).

No período da cheia, prevaleceram os processos de escoamento e lixiviação do metal e, no período seco, uma maior concentração em razão da pouca quantidade de água nos mananciais, diminuindo os processos de autodepuração e diluição natural.

Já o Cr, na maioria das amostragens das águas superficiais, aparece com valores entre 0,001 e 0,01 mg/L (CETESB, 2011). Na forma hexavalente, ele é tóxico e cancerígeno, enquanto que na forma trivalente torna-se menos tóxico em razão da sua relativa insolubilidade (KIMBROUGH *et al.*, 1999). A legislação do CONAMA estabelece uma concentração máxima de 0,05 mg/L para água de classe 2.

A mobilidade do Cr está relacionada ao seu estado de oxidação. O Cr^{3+} é uma forma estável no solo. A disponibilidade de óxidos de manganês e matéria orgânica pode influenciar na disponibilidade e na mobilidade deste elemento. Os primeiros favorecem a oxidação de Cr^{3+} a Cr^{6+} , enquanto que os segundos provocam a redução de Cr^{6+} a Cr^{3+} ; sendo assim, a forma Cr^{6+} apresenta alta mobilidade devido à sua maior solubilidade. No entanto,

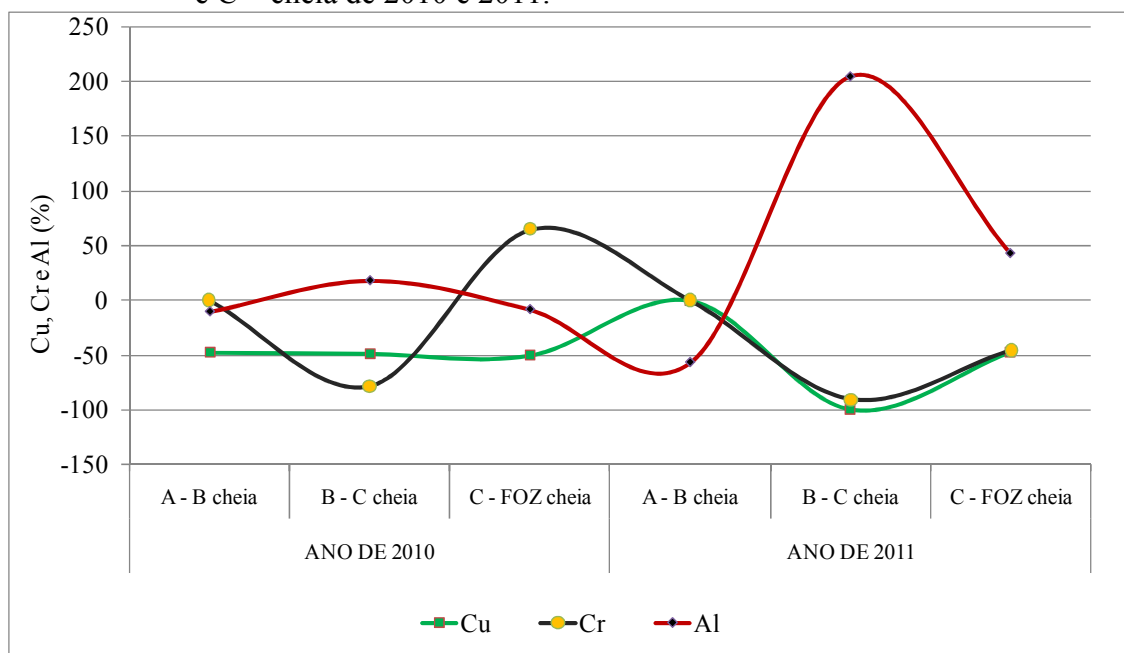
nos solos, os óxidos de Fe são tidos como os mais eficientes na adsorção de Cr^{6+} , adsorção esta que diminui com a elevação do pH, tornando o Cr móvel (BARTLETT e JAMES, 1979; McBRIDE, 1994; CASTILHOS *et al.*, 2001; MATOS *et al.*, 2008).

Nesta pesquisa, a leitura das amostras de água considerou a forma hexavalente de Cr, sendo que em todas as amostras analisadas as concentrações foram elevadas e fora do padrão estabelecido pela legislação (Apêndice C e Quadro 5).

Pela figura 109 observa-se que, em 2010, os maiores valores desse elemento químico foram observados no setor A (1,01 mg/L) no período de cheia, e no setor B, no período de seca (0,41 mg/L), conforme a figura 107.

Considerando todos os pontos amostrados, observa-se a diminuição média percentual do Cr, no período de cheia, de 78,53% no setor B em relação ao C que, por sua vez, teve um acréscimo de 64,65% em relação ao exutório da bacia, constituindo-se o setor com maior concentração desse metal (Tab. 32 e Fig. 106).

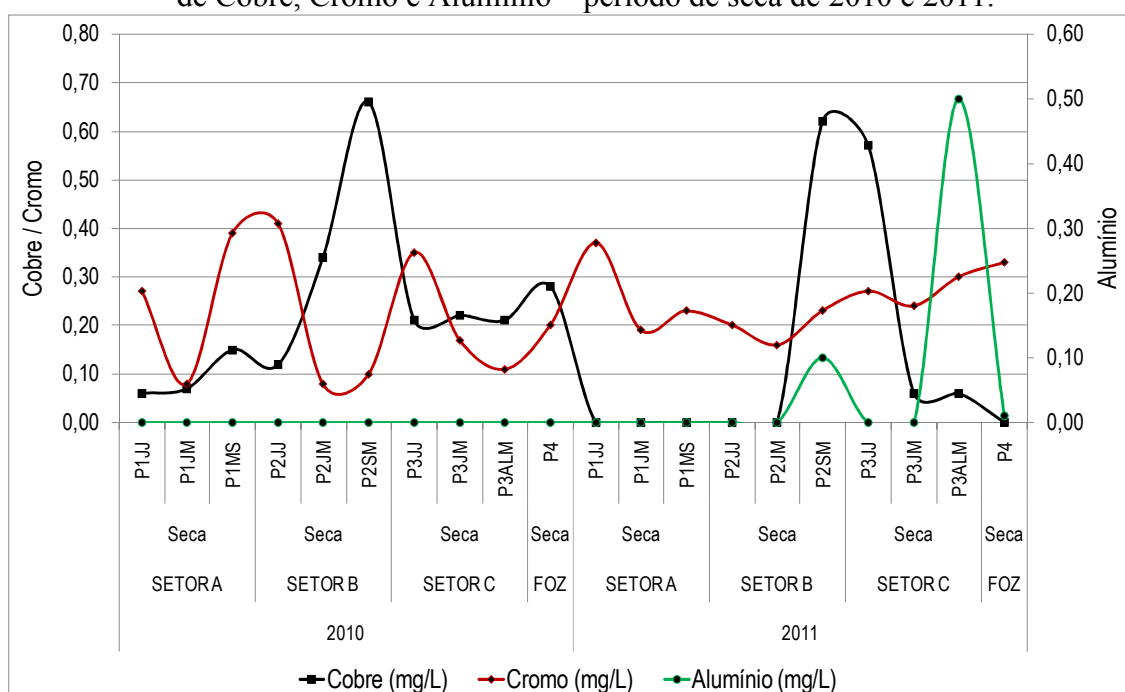
Figura 106 – Variação percentual média das variáveis Cu, Cr e Al entre os setores A, B e C – cheia de 2010 e 2011.



A disponibilidade desse metal ficou mais evidente no período de cheia, quando apresentou o valor máximo de concentração, provavelmente devido à alta solubilização e lixiviação desse metal no período de chuvas, em consequência da redução dos níveis de pH, com quem apresentou correlação forte e negativa ($r = -0,631$).

A figura 107 mostra que, em 2011, ocorreram maiores concentrações de Cr no período seco, ficando acima do limite estabelecido pela legislação ambiental vigente. No período de cheia, foram detectados valores elevados no setor C e no exutório da bacia. Considerando todos os Setores, os maiores valores foram observados, em geral, no setor A (0,37 mg/L) e no P4 (0,33 mg/L), ambos no período de seca na região. Na cheia, destacou-se o setor C (0,24 mg/L) e o exutório P4 (0,19 mg/L)

Figura 107 - Comportamento dos valores absolutos, pontuais e por setor, das variáveis de Cobre, Cromo e Alumínio – período de seca de 2010 e 2011.



De acordo com a tabela 32, o setor A apresentou 33,90% de acréscimo médio de concentração de Cr em relação ao setor B, no período de seca, não tendo sofrido variação no período de cheia. Na cheia, o setor B apresentou decréscimo de 90,32% em relação ao setor C que, em 2011, apresentou 45,61% a menos que o exutório.

Os dados refletem o uso da terra e as atividades que são desenvolvidas na bacia. Possivelmente, os dados podem estar atrelados ao uso de fertilizantes e presença de curtumes na área rural, e, no caso da área urbana, relacionados a estruturas metálicas, uso de corantes e pinturas em geral.

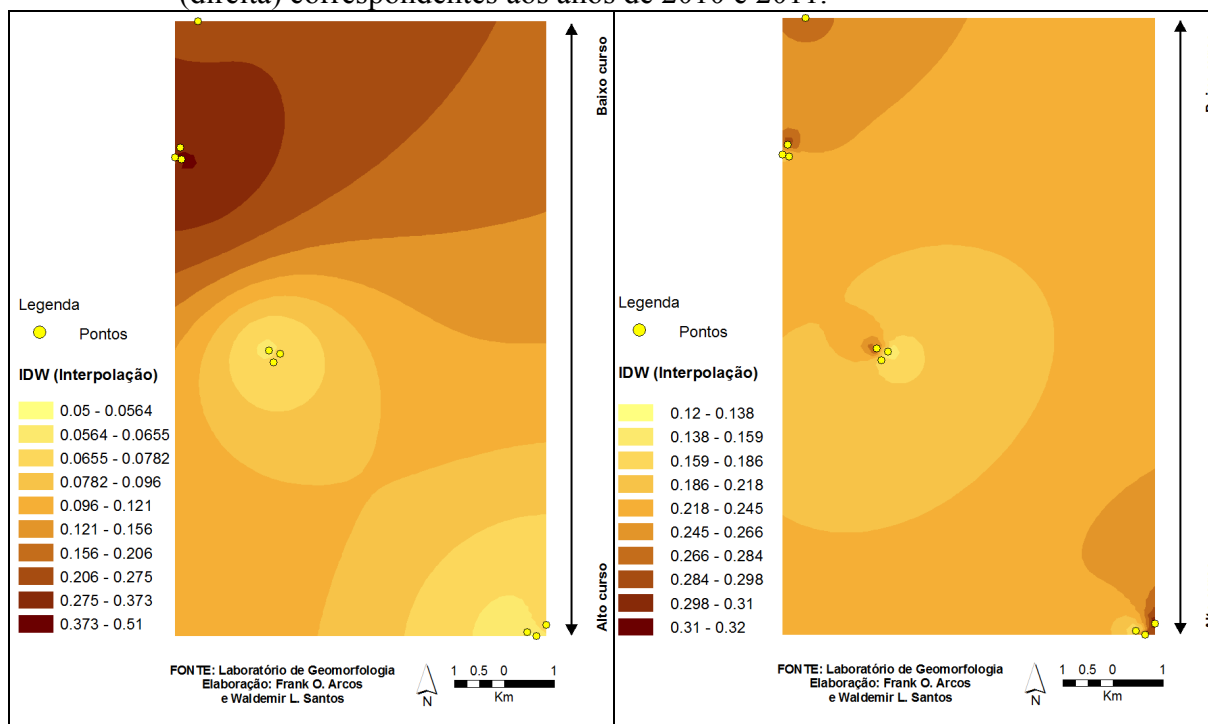
Em 2011, a disponibilidade desse metal ficou mais evidente no período de seca, quando registrou o valor máximo de concentração, provavelmente devido a o baixo

nível das águas nesse período e a concentração de Mn, favorecendo a oxidação e disponibilizando a forma hexavalente de Cr (Fig. 107).

No período de cheia, a influência da matéria orgânica nos pontos amostrais pode ter contribuído para reduzir os níveis de Cr^{+6} a forma Cr^{+3} , apresentando correlação positiva do Cr com a DBO ($r = 0,511$) e DQO ($r = 0,539$), portanto, menos solúvel e menos disponível nessa época do ano (Fig. 109 e Apêndice D).

A concentração média de Cr pode ser visualizada na figura 108, através da interpolação dos valores em cada ponto amostrado, considerando-se os períodos de cheia e seca dos dois anos monitorados.

Figura 108 - Concentração média de Cr (mg/L) para os períodos de cheia (esquerda) e seca (direita) correspondentes aos anos de 2010 e 2011.



A presença de Al na água pode ocorrer sob diferentes formas sendo influenciado pelo pH, temperatura e presença de fluoretos, sulfatos, matéria orgânica e outros ligantes. A solubilidade é baixa em pH entre 5,5 e 6,0.

Neste estudo, esta variável ambiental apresentou comportamento sazonal comum quanto aos resultados, com concentração no período chuvoso e nenhuma ocorrência no período seco. Isso pode ter ocorrido em razão do Al possuir uma tendência a apresentar maiores concentrações em maiores profundidades, onde o pH é menor e pode ocorrer anaerobiose.

Se a estratificação, e conseqüente anaerobiose não forem consistentes, o teor de Al diminui no corpo d'água como um todo, à medida que se distancia a estação das chuvas. O aumento da concentração de Al está associado com o período de chuvas e, portanto, com a alta turbidez, fato que pode ter sido a causa para a não observância de Al nas amostras coletadas no período seco.

Em 2010, no período de cheia os valores não apresentaram grandes diferenças entre os setores (Apêndice C), porém, os valores apresentaram moderado aumento de acordo com o limite máximo estipulado pela legislação (0,1 mg/L).

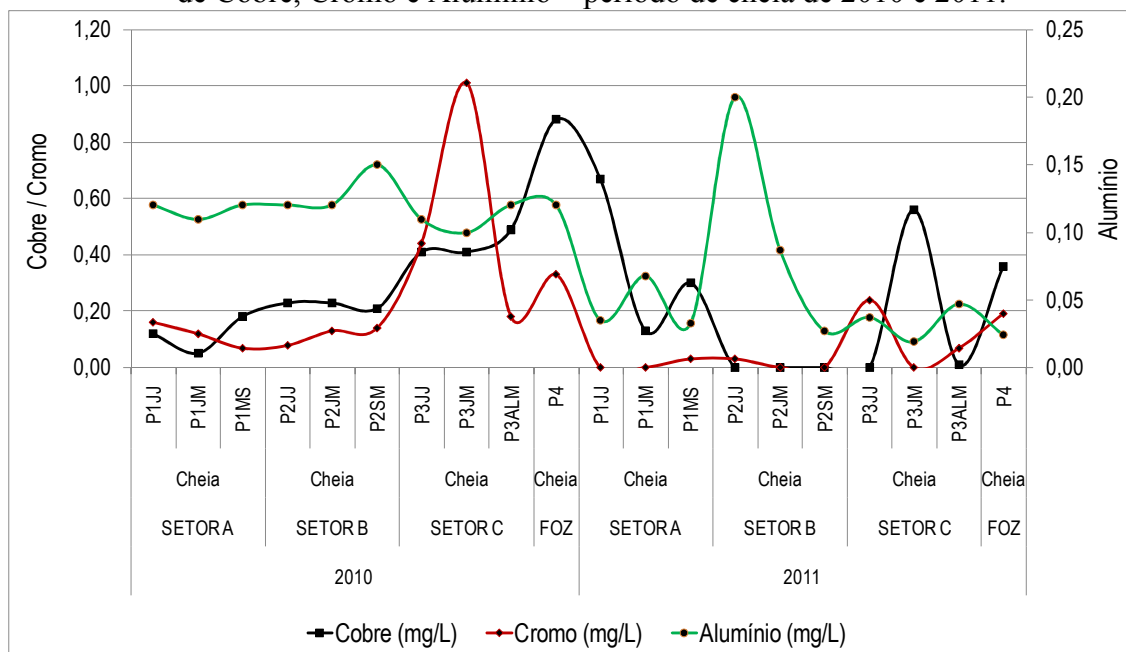
O maior valor observado foi no setor B (0,15 mg/L), demonstrando uma maior disponibilidade de Al na água, possivelmente, em razão da matéria orgânica disponível naquele local. Nos demais pontos os valores variaram de 0,10 a 0,12 mg/L (Apêndice C).

As concentrações de Al dissolvido em águas com pH neutro variam de 0,001 a 0,05 mg/L, aumentando para 0,5-1 mg/L em águas mais ácidas ou ricas em matéria orgânica (CETESB, 2011). Para Baird e Cann (2011), o Al é mais solúvel em rios e lagos ligeiramente ácidos do que naqueles em que os valores de pH não caem abaixo de 6 ou 7.

Por conta disso, o Al apresentou correlação negativa com o Cr ($r = -0,572$), o que era de se esperar, considerando-se que o Cr prevalece em forma oxidável, ao contrário do Al que tende a diminuir sob processos aeróbios.

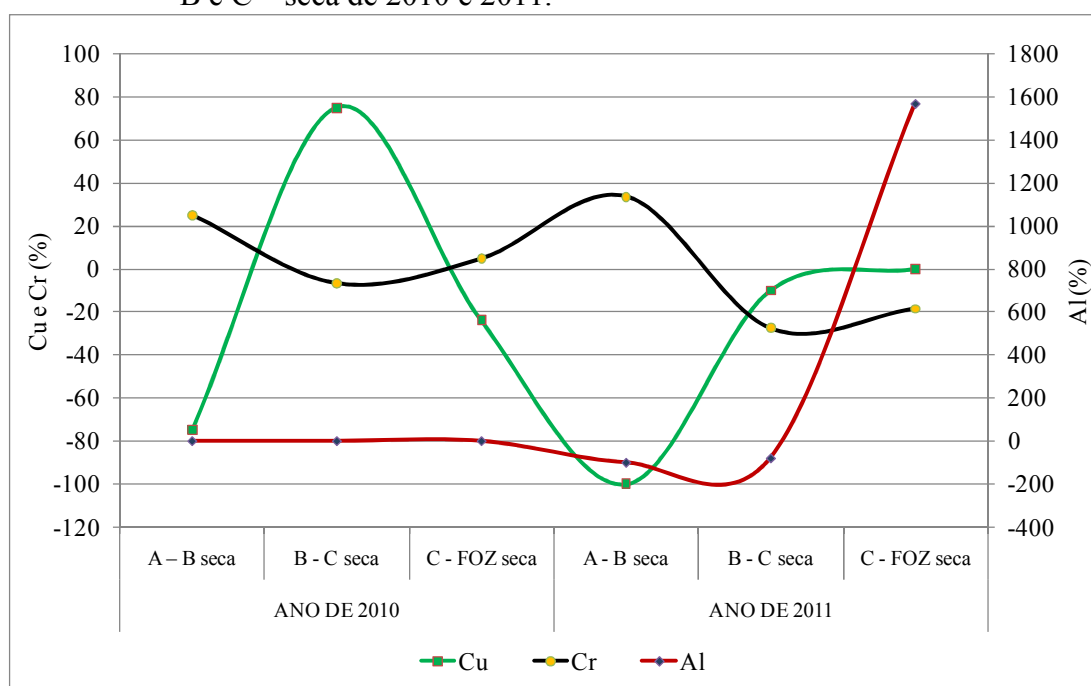
Em 2011, os valores mais altos foram observados no setor B, no período de cheia, e no setor C (0,20 mg/L e 0,50 mg/L), no período de seca. Esses pontos apresentaram concentração superior ao limite máximo estipulado pela legislação ambiental (0,1 mg/L) (Fig. 109).

Figura 109 - Comportamento dos valores absolutos, pontuais e por setor, das variáveis de Cobre, Cromo e Alumínio – período de cheia de 2010 e 2011.



De acordo com figura 110, o setor A apresentou decréscimo de 56,69% e 100,00% em relação ao setor B, nos períodos de cheia e seca, respectivamente. O setor B, por sua vez, apresentou acréscimo de 204,85% em relação ao setor C na cheia, e diminuição de 80,00% na seca, o que indica grande concentração de Al nos setores B e C.

Figura 110 – Variação percentual média das variáveis Cu, Cr e Al entre os setores A, B e C – seca de 2010 e 2011.



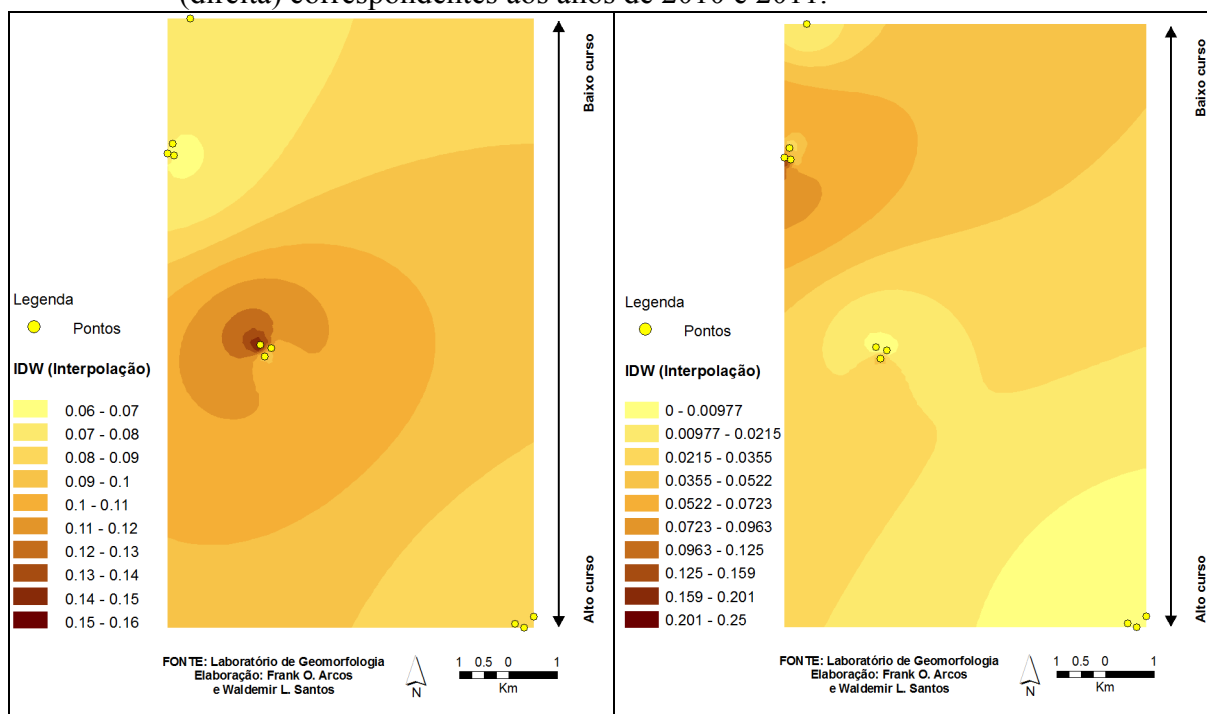
O valor alto de Al observado no setor B pode estar relacionado com sua maior lixiviação no período chuvoso e, embora o pH não seja tão elevado, o Al tornou-se disponível, possivelmente, em razão da presença da matéria orgânica disponível naquele local.

Segundo CETESB (2011), as concentrações de alumínio dissolvido em águas com pH neutro variam de 0,001 a 0,05 mg/L, mas aumentam para 0,5-1 mg/L em águas mais ácidas ou ricas em matéria orgânica. Essa pode ser a explicação para o alto valor de Al no setor C, no período seco, considerando que se trata de um ponto com alto grau de despejo de efluentes domésticos, ou seja, muita matéria orgânica disponível no manancial.

Para Baird (2004), o Al é muito mais solúvel em rios e lagos ligeiramente ácidos do que naqueles em que os valores do pH não caem abaixo de 6 ou 7. Embora o pH não tenha sido baixo, detectou-se a presença do Al dissolvido na água, com maior destaque para o período chuvoso de 2011 e uma correlação forte e positiva com o pH ($r = 0,723$).

Dessa forma, acredita-se que as mudanças no teor de Al tenham relação direta com o período sazonal, exceto, nos casos em que a atividade humana é predominante, o que parece ter influenciado sua presença, conforme demonstrado na figura 111.

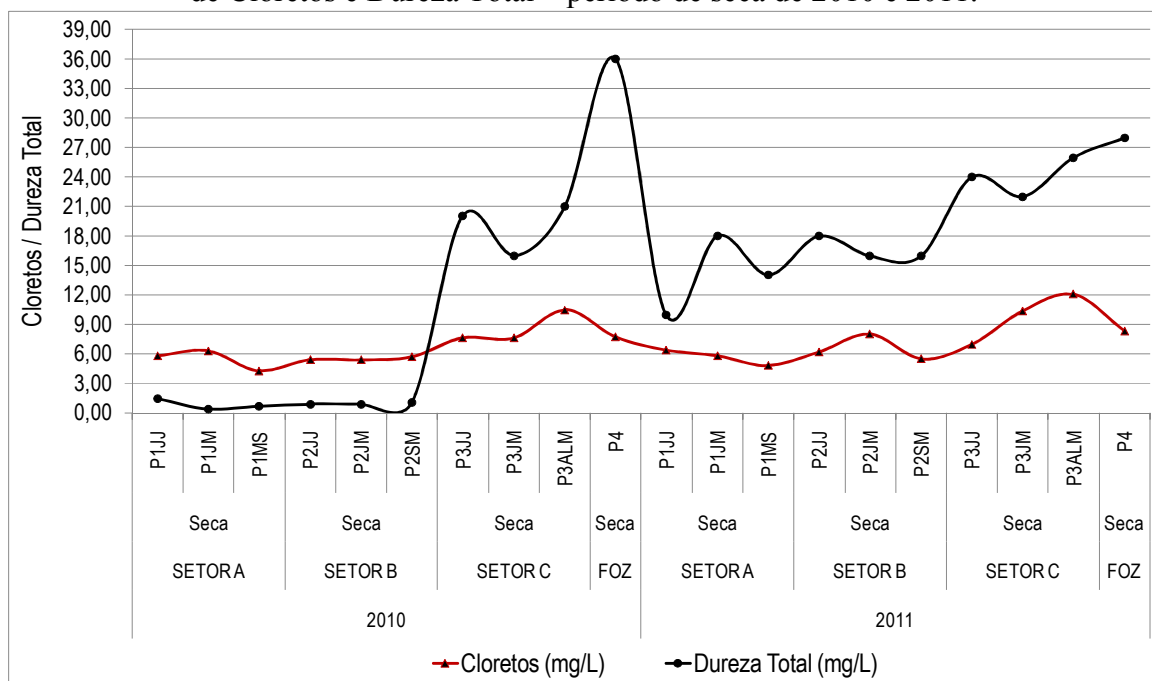
Figura 111 - Concentração média de Al (mg/L) para os períodos de cheia (esquerda) e seca (direita) correspondentes aos anos de 2010 e 2011.



c) Cloretos (Cl⁻) e Dureza total

Em ambos os anos de monitoramento, constatou-se um aumento na concentração de Cl⁻ durante o período de seca, possivelmente em razão do baixo nível das águas, o que leva à diluição dos sais (Fig. 112).

Figura 112 - Comportamento dos valores absolutos, pontuais e por setor, das variáveis de Cloretos e Dureza Total – período de seca de 2010 e 2011.



Espacialmente, observa-se um gradiente ambiental para esta variável, detectando-se um acréscimo na concentração de Cl⁻ do alto curso para o baixo curso da bacia (Fig. 114).

Esse comportamento pode ser justificado pela saída da amostragem de um trecho de área rural, de atividade exclusivamente agropastoril, para um trecho urbano, para o qual é direcionado diariamente grande carga de esgoto doméstico para os cursos d'água.

O setor C apresentou o maior valor (9,30 mg/L), correspondente ao período de cheia de 2010. Em 2011, ao contrário, foi no período de seca quando foi registrado o maior valor, também neste setor (12,06 mg/L) (Figs. 112 e 116).

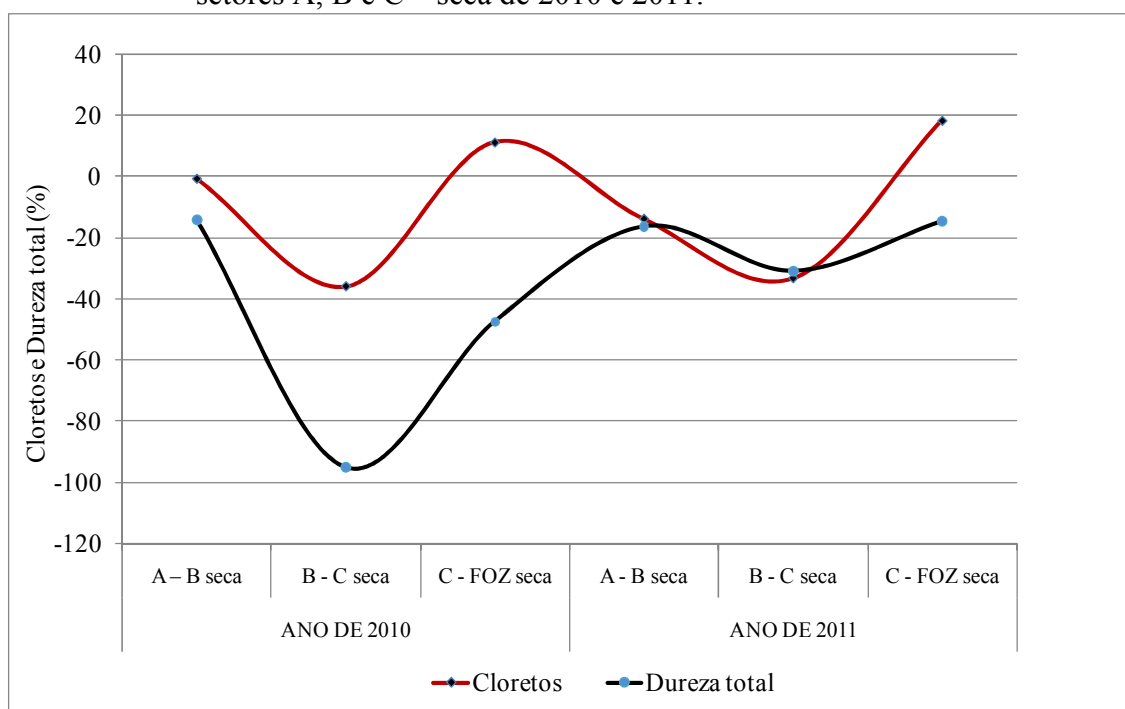
O Cl⁻ foi, durante muito tempo, utilizado como indicador da contaminação por esgotos sanitários, por causa da sua associação com o lançamento de esgotos sanitários. Hoje, porém, o teste de coliformes fecais é mais preciso para esta função. Contudo, não se dispensa

a leitura dos Cloretos na água, pois estes revelam fontes não-domésticas de contaminação, como indústrias, tintas, papel, bebidas carbonatadas e curtumes (CETESB, 2011).

Essa influência não-doméstica pode ser responsável pela correlação forte e negativa dos dados de Cl da área estudada com o pH ($r = -0,802$) e Cu ($r = 0,738$) no período de cheia de 2010. No período seco, houve correlação forte e positiva com o Fe ($r = 0,808$) e o Zn ($r = 0,611$), denotando forte tendência da contaminação da água por esses metais (Apêndice D).

A comparação entre os setores, em 2010, revela que o setor B apresentou menor variação com relação ao setor C na cheia (30,21%) e também na seca (35,80%), demonstrando que o setor C foi o mais impactado, com o maior teor de cloretos entre os setores (Fig. 113).

Figura 113 – Variação percentual média das variáveis Cloretos e Dureza total entre os setores A, B e C – seca de 2010 e 2011.



Em 2011, no período de seca, o Cl⁻ apresentou correlação positiva com o Fe ($r = 0,655$) e Al ($r = 0,652$), valores estes possivelmente, relacionados aos processos de oxidação aeróbica favorecidos pelo baixo nível das águas.

Os Cloretos influenciam na dureza das águas, assim como os sulfatos e bicarbonatos de cálcio e magnésio.

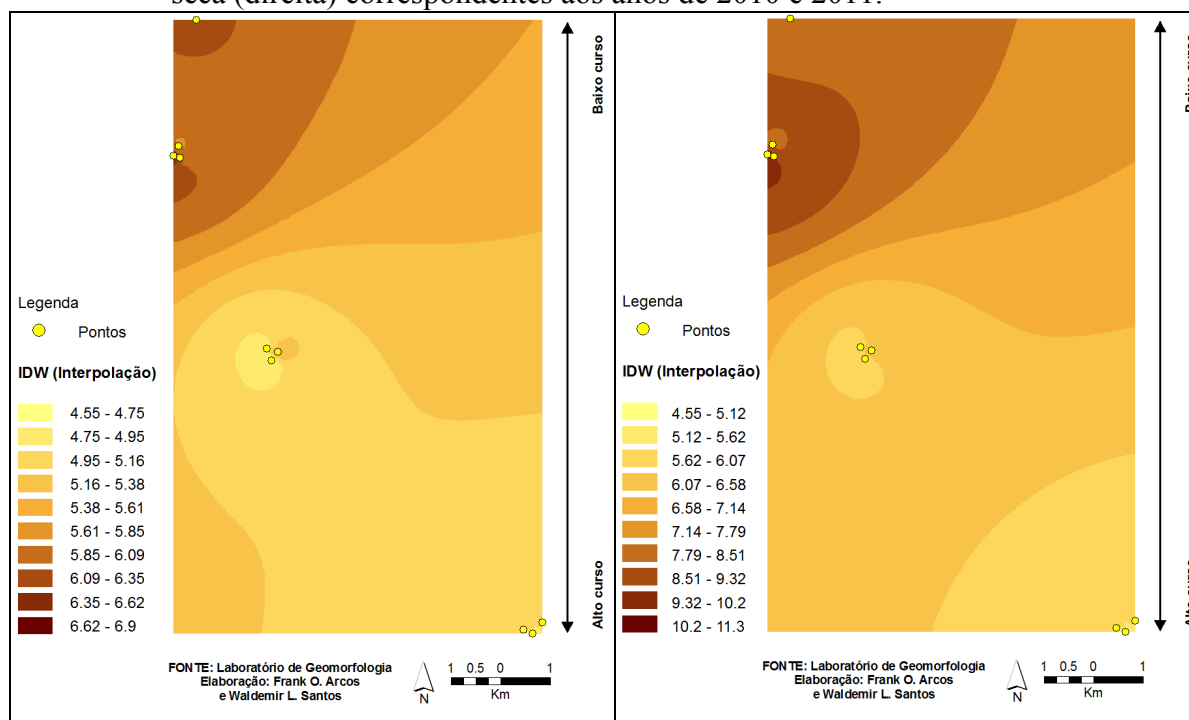
Observou-se, em 2010, uma inversão sazonal nos valores de Dureza. No período de cheia, foram medidos maiores valores nos setores A (10,00 mg/L) e B (12,00 mg/L) enquanto no período de seca, os maiores valores foram observados no setor C (21,00 mg/L) e no exutório (36,00 mg/L).

Em 2011, na cheia, o maior valor encontrado foi no setor B (12,00 mg/L) e, na seca, no setor C (21,00 mg/L) (Apêndice C).

Possivelmente, essa condição de aumento na seca está relacionada à concentração de bicarbonatos, principalmente de Ca, Mg e Cloretos favorecida pelo baixo nível das águas nesse período.

O setor C e o exutório estão localizados em área urbana, onde recebem intensa carga de matéria orgânica de origem doméstica, o que favorece a concentração de nutrientes, principalmente no período seco. Já os valores baixos no período de cheia, refletem a dissolução e a autodepuração natural dos nutrientes na água, embora, em média, os setores tenham apresentado concentrações elevadas, considerados os valores dos dois anos monitorados (Fig. 114).

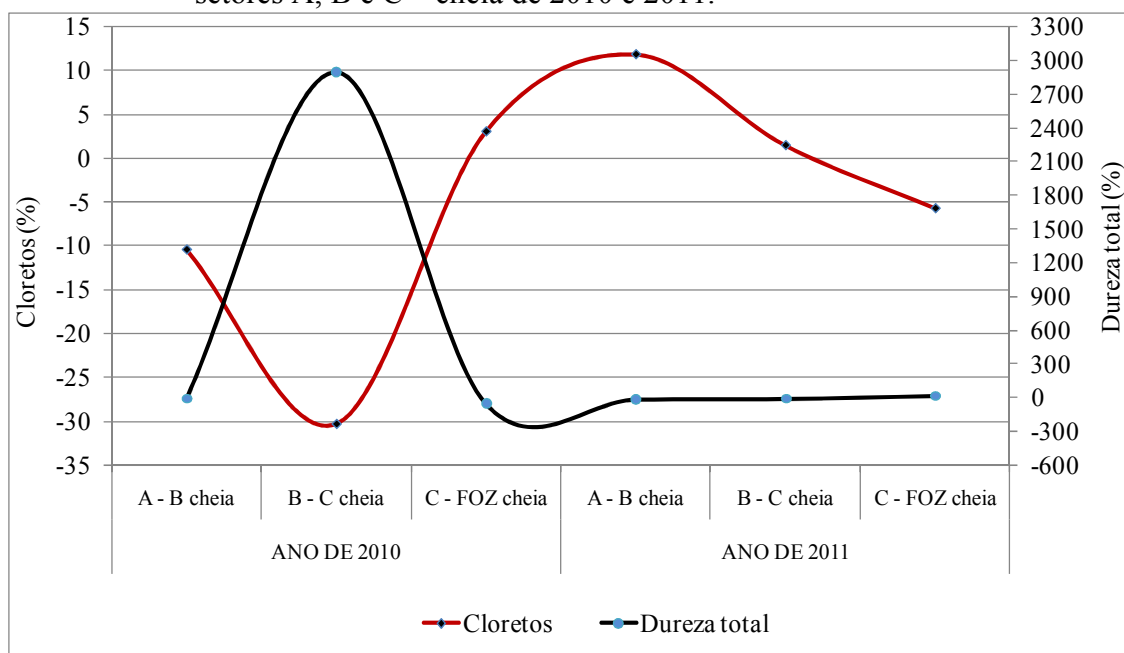
Figura 114 - Concentração média de Cloretos (mg/L) para os períodos de cheia (esquerda) e seca (direita) correspondentes aos anos de 2010 e 2011.



Os setores A e B estão localizados em área rural, apresentando valores elevados de Dureza no período de cheia, razão provavelmente associada à lixiviação de

produtos agroquímicos utilizados na agropecuária e à própria carga de nutrientes oriunda da vegetação e solos da área, favorecendo a concentração nesse período. Contrariamente, no período de seca, em razão da escassez de chuvas na região, os valores decresceram, diminuindo a concentração dos elementos causadores da Dureza da água (Fig. 115).

Figura 115 – Variação percentual média das variáveis Dureza total e Cloretos entre os setores A, B e C – cheia de 2010 e 2011.



Diante dos valores medidos da Dureza da água, é possível afirmar que ela pode ser classificada como mole, pois apresenta valor menor que 50 mg/L, tendo como base o limite de 500 mg/L estipulado pelo Ministério da Saúde na Portaria nº 518/2004 (BRASIL, 2004).

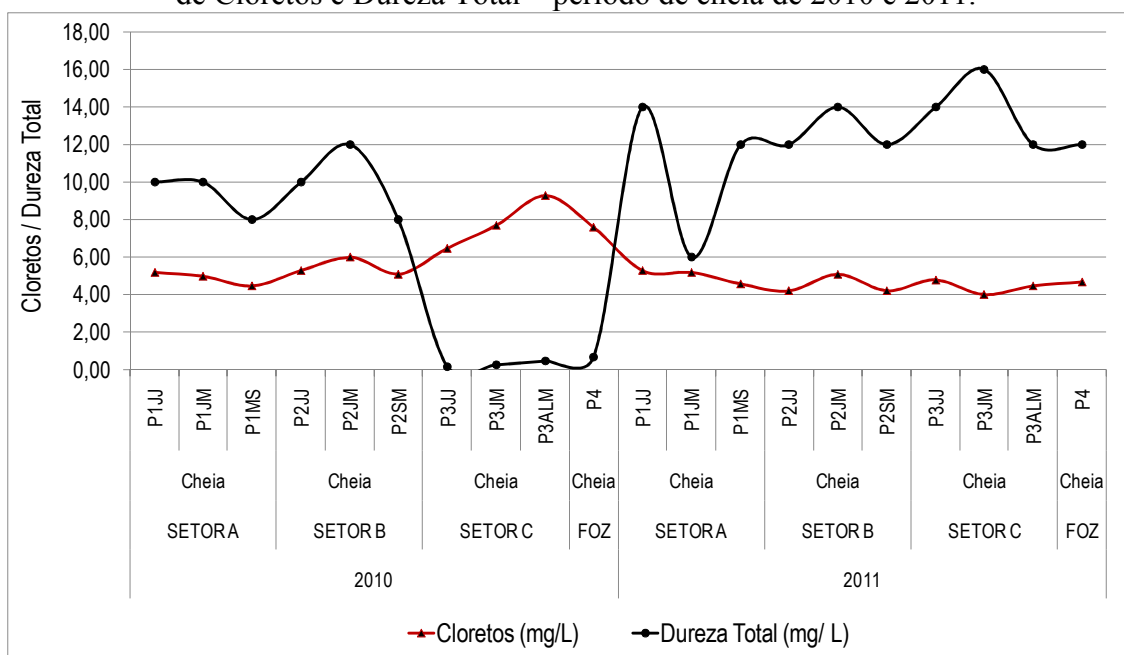
O comportamento dos dados, em parte, corrobora com os estudos de Oliveira (2007) quando da investigação das águas do rio São Francisco e tributários, no município de Três Marias/MG. Na ocasião, o mesmo afirmou serem comuns as concentrações mais elevadas de Ca, Mg, K e Na nos rios em período de chuva, fato observado onde há predomínio de atividade rural.

No entanto, na região da bacia do Igarapé Judia, a ação antrópica decorrente da urbanização inverteu os valores em 2011 e, na ausência de chuvas, parte dos pontos de coleta apresentou valores elevados de Dureza, possivelmente em razão do aporte de efluentes nos aludidos pontos.

Neste mesmo ano, os setores A e B apresentaram valores de 18,00 mg/L no período de seca e, estando localizados em área rural, o aporte de matéria orgânica para o leito e a possível solubilização dos nutrientes na água pode ter favorecido esse aumento.

Mesmo com os valores menores em relação ao período seco, em geral, o período chuvoso de 2011 apresentou um acréscimo nas concentrações de bicarbonatos da montante para a jusante, em ambos os setores (Fig. 116).

Figura 116 - Comportamento dos valores absolutos, pontuais e por setor, das variáveis de Cloretos e Dureza Total – período de cheia de 2010 e 2011.



A Resolução CONAMA nº 357/2005 estipulou em 250 mg/L o valor máximo de Cl⁻ nas águas superficiais. No presente estudo, embora haja indícios de contaminação por essa variável, os valores encontrados situam-se abaixo do permitido pela legislação.

Quanto a Dureza total, a Resolução não apresenta limites. A título de comparação, a Portaria nº 518/2004 do Ministério da Saúde admite valores abaixo de 500 mg/L como limites para consumo humano, o que permite deduzir que este valor não se encontra tão distante do que seria o ótimo para as demais condições ambientais.

d) Sílica (SiO₂)

Autores como Thornber (1992) e Taylor e Enggleton (2001) chamam a atenção para o fato de que elementos insolúveis podem ter certa mobilidade como partícula coloidal, ou seja, através dos argilominerais presentes na água. Como constituinte de todas as águas

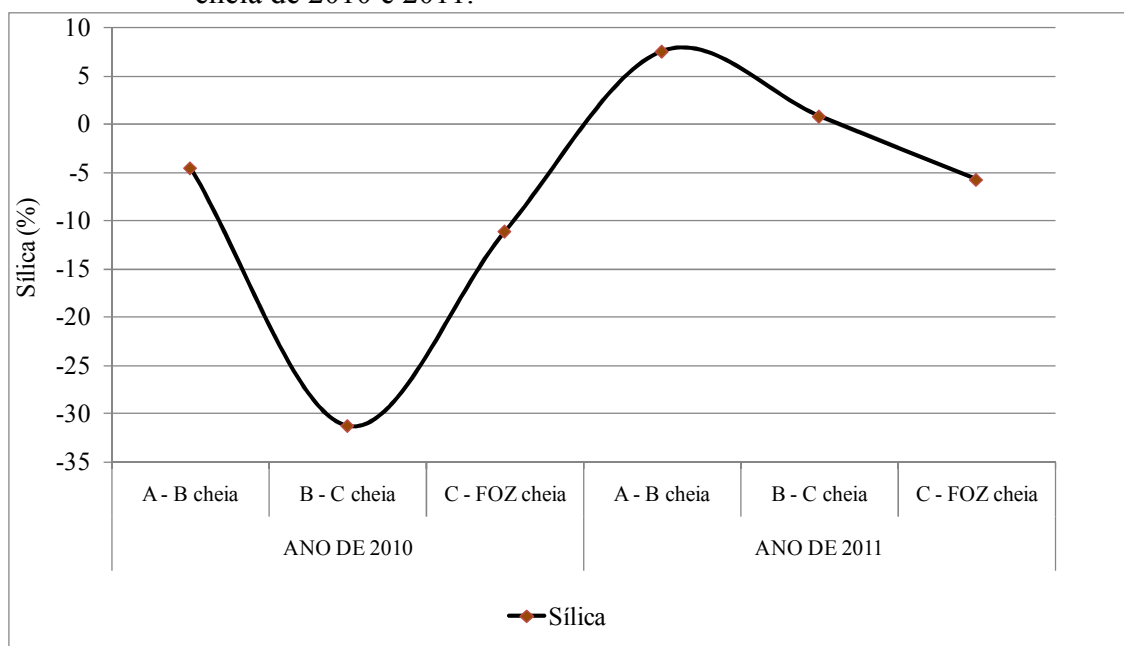
naturais e presente na faixa de 3 a 50 ppm, a Sílica é considerada um desses elementos cuja a mobilidade se dá através de colóides.

Quando em condição solúvel, também é chamada de reativa, e geralmente está presente em águas brutas na forma de ácido silícico e silicatos solúveis, cuja concentração pode variar de 2 a mais de 100 ppm.

Em 2010, as maiores concentrações de Sílica foram observadas durante o período de seca, observando-se um acréscimo da montante para a jusante, com o valor máximo de 5,18 mg/L ocorrendo no setor C, incluindo os valores relativos às amostras dos afluentes (Fig. 119).

Nesse ano, o setor B apresentou menor variação com relação ao setor C (31,25%), no período de cheia. Nos demais setores, as variações não foram significativas, ficando abaixo de 20%, o mesmo se repetindo em 2011 (Fig. 117).

Figura 117 – Variação percentual média da variável Sílica entre os setores A, B e C – cheia de 2010 e 2011.



Em 2011, as maiores concentrações de Sílica foram observadas durante o período de cheia, com o valor máximo de 5,93 mg/L no setor A, também apresentando acréscimo do alto para o baixo curso da bacia (Figs. 118 e 119).

Figura 118 - Comportamento dos valores absolutos, pontuais e por setor, da concentração de Sílica – períodos de cheia de 2010 e 2011.

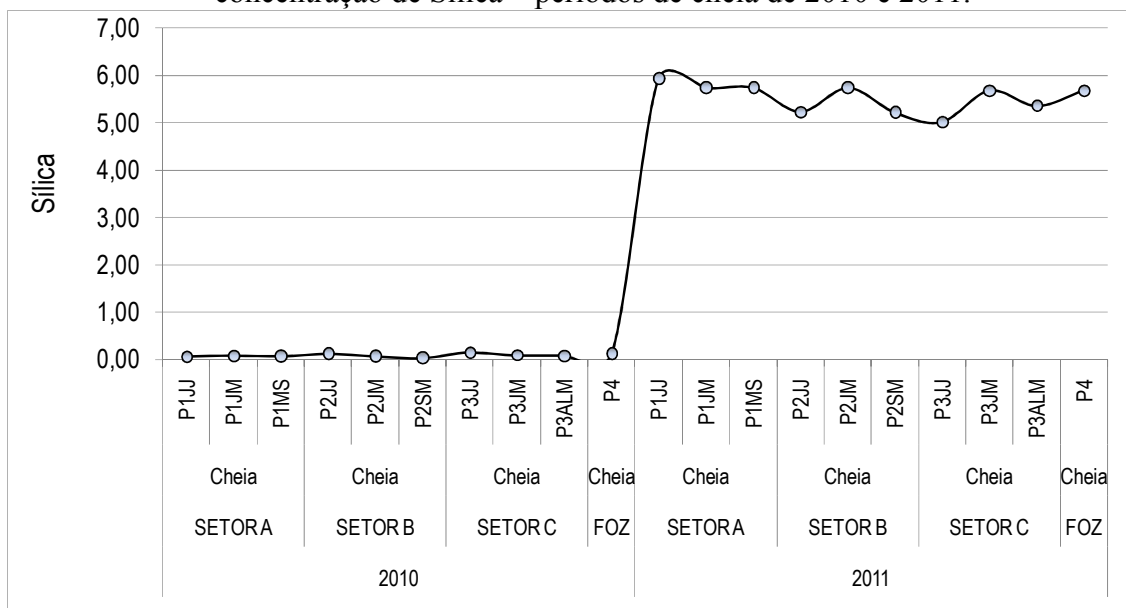
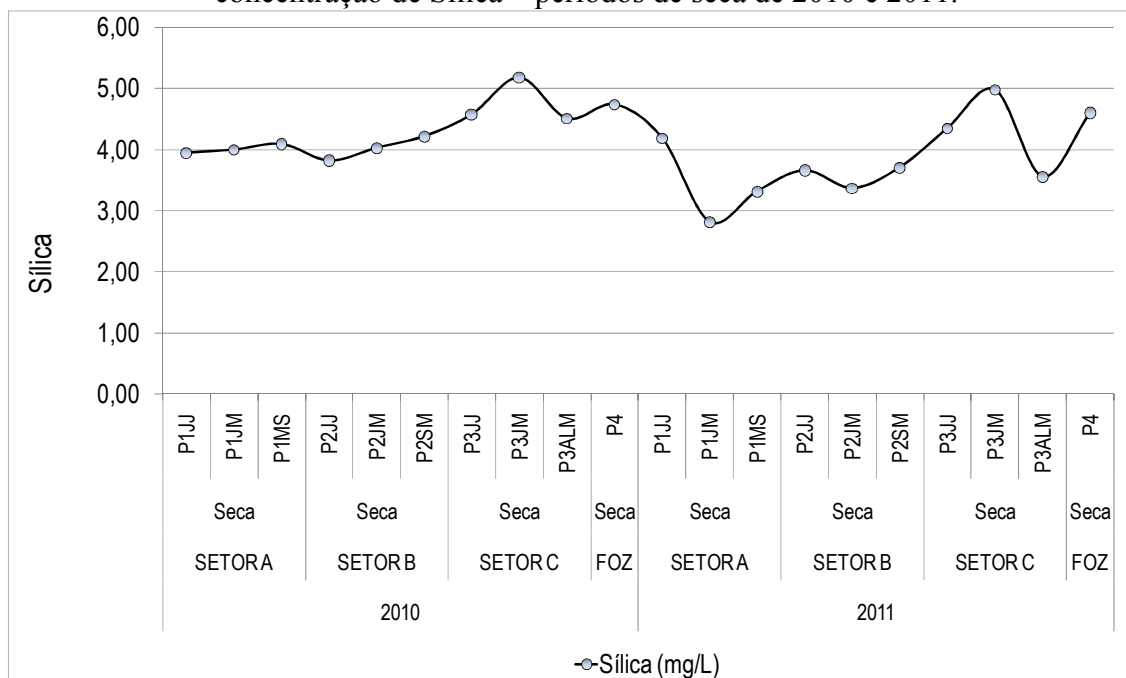


Figura 119 - Comportamento dos valores absolutos, pontuais e por setor, da concentração de Sílica – períodos de seca de 2010 e 2011.



As altas concentrações de Sílica no período de seca em 2010, provavelmente estão relacionadas à menor vazão ocorrida e, conseqüentemente, ao menor volume de água gerado.

Segundo dados da Estação Pluviométrica instalada na UFAC, o mês de julho/2010 apresentou apenas 2 mm de chuva, e o mês de agosto/2010 apenas 32 mm.

Ressalta-se que a coleta foi realizada no dia 04 de agosto de 2010, com acumulado de chuvas de apenas 32 mm, distribuídos entre os dois meses. Portanto, a alta concentração de Sílica possivelmente esteja relacionada à falta de chuvas (Tab. 33).

Tal comportamento também foi observado nos valores de Sílica durante os trabalhos referentes ao Projeto de Integração do Rio São Francisco (BRASIL, 2007), com altos valores desse elemento, durante o período de seca.

Embora em geral apresente esta característica, estatisticamente os valores de vazão na época de seca de 2010 na bacia do Igarapé Judia, não apresentaram forte correlação com os teores de Sílica ($r = 0,305$) (Apêndice D).

Já no período de cheia, a concentração de Sílica apresentou correlação positiva, embora em pequena quantidade, com a Vazão ($r = 0,510$), notadamente nos pontos de coleta que se localizaram no canal do igarapé principal da bacia (Apêndice D).

Os índices de chuva foram de 140 mm no mês de fevereiro/2010 e 295 mm no mês de março/2010, o que pode ter proporcionado maior lixiviação desse elemento aumentando a sua concentração na água (Tab. 33).

A alta concentração de Sílica na cheia de 2011, por outro lado, pode estar relacionada à ocorrência de intensas chuvas no período de coleta da cheia e, considerando tratar-se de área de aluvião, constituída de argilitos, siltitos e arenitos, a água tende a promover o processo de dessilicização desse material, dando origem as areias.

A solubilização da Sílica pode também estar associada a outros elementos silicatados, sendo responsável pela grande concentração desses elementos na água, promovendo o esvaziamento geoquímico da área. Possivelmente por esta razão, a Sílica apresentou correlação positiva com a vazão no período de seca ($r = 0,751$) e com o Mn e Cu no período chuvoso ($r = 0,500$ e $0,704$, respectivamente) (Apêndice D).

A coleta no período chuvoso foi realizada no dia 28 de fevereiro de 2011 e, no período seco, no dia 25 de agosto de 2011.

Segundo dados da Estação Pluviométrica instalada no *campus* da UFAC, o mês de fevereiro/2011 apresentou chuva acumulada de 173,0 mm e o mês de agosto/2011 apenas 31 mm de chuva (Tab. 33).

O valor acumulado de chuvas nos 4 (quatro) dias antecedentes à coleta da cheia foi de 35,7 mm. Na coleta da seca, o valor acumulado no mesmo período de 4 (quatro) dias foi de apenas 13,2 mm no primeiro dia (Tab. 33).

Ressalta-se, no entanto, que a referida estação pluviométrica está localizada há 15 quilômetros da área de estudo, fato que implica em cautela ao analisar a condição espacial e temporal das chuvas nas referidas datas de coleta.

Tabela 33 – Total de precipitação (mm), por período sazonal, referentes aos dias de coleta de amostras de água – 2010 e 2011

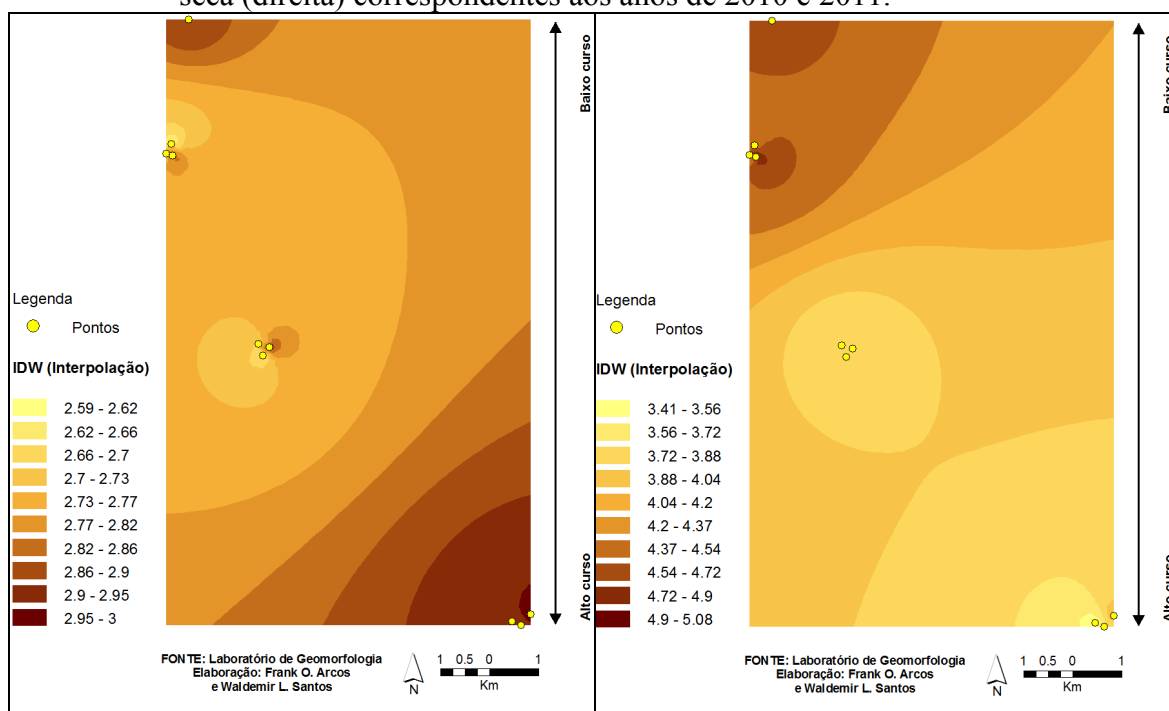
ANOS	2010				2011				
	CHEIA		SECA		CHEIA		SECA		
Períodos	Fev	Mar	Jul	Ago	Dias/Meses	Fev	Mar	Jul	Ago
Dias/Meses									
s									
1	7,0	28,0	0,0	0,0	21	14,2	15,3	0,0	13,2
2	1,2	18,0	0,0	0,2	22	29,2	11,6	0,0	0,0
3	0,0	0,0	0,0	0,0	23	4,2	0,0	0,0	0,0
4	17,0	0,0*	0,0	0,0**	24	25,0	23,4	0,0	0,0
5	0,0	0,0	0,0	0,0	25	2,9	22,8	0,0	0,0**
6	0,0	2,0	0,0	0,0	26	7,8	0,0	0,0	0,0
7	0,0	0,0	0,0	0,0	27	0,0	0,0	0,0	0,0
8	0,0	0,0	0,0	0,0	28	1,2*	8,3	0,0	0,0
Total	140,0	295,0	2,0	32,0	Total	173,0	264,0	3,0	31,0
acum./mês					acum./mês				

NOTA: * Dia da coleta no período da cheia. ** Dia da coleta no período da seca.

Fonte: Estação Pluviométrica da UFAC.

Na figura 120, observa-se a concentração média de Sílica, por interpolação dos valores correspondentes aos pontos monitorados durante os dois anos de coleta, em diferentes períodos sazonais (cheia e seca).

Figura 120 - Concentração média de Sílica (mg/L) para os períodos de cheia (esquerda) e seca (direita) correspondentes aos anos de 2010 e 2011.



5.6.3 Análise estatística das variáveis hídricas para a totalidade da bacia

5.6.3.1. Variáveis de qualidade: Período de cheia e seca - 2010 e 2011.

a) Análise de Componentes Principais (ACP) - ano 2010

• **Cheia**: O modelo sugeriu duas componentes principais que juntas já explicam 83,32% da variância; além disso, seus autovalores são maiores que 1 (um), demonstrando que os mesmos são significativos. O Alfa de Cronbach apresentou valores elevados para cada dimensão, com enfoque para a primeira dimensão, considerando-se que o grau de explicação desta é superior à segunda (Quadro 6).

Quadro 6 - Formação das componentes principais na época de cheia

Dimensão	Alfa de Cronbach	Variância explicada	
		Total (Autovalor)	% da Variância
1	0,928	7,214	51,530
2	0,835	4,451	31,794
Total	0,985*	11,665	83,324

* Total do Alfa de Cronbach baseado nos autovalores.

O quadro 7 e a figura 121, demonstram tendência de formação de quatro grupos, sendo o primeiro: Fósforo total, Fosfatos e pH; OD, Temperatura e Vazão o segundo; DBO, NT, Turbidez e Sólidos totais, formando o terceiro e, por fim, o quarto grupo é formado por Alcalinidade e Coliformes Termotolerantes, ficando Amônia e Condutividade Elétrica isolados.

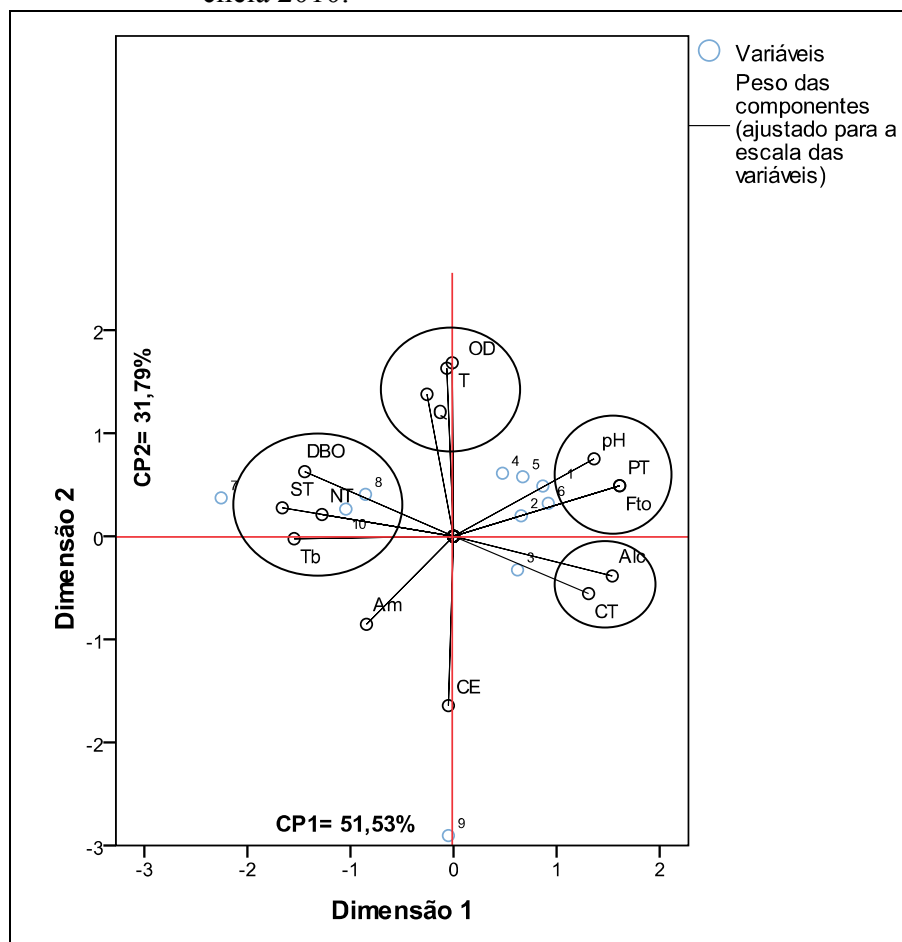
A componente 1 (CP1) representou o grupo de variáveis com maior influência na alteração no conjunto dos dados analisados, com destaque para o PT, fosfatos e sólidos totais, variáveis de fundamental importância na análise de poluição da água.

Quadro 7 - Peso das variáveis dentro das componentes na época de cheia

Variáveis	Dimensão	
	CP1	CP2
DBO	-0,851	0,369
ST	-0,979	0,162
Fto	0,949	0,288
OD	-0,039	0,960
Tb	-0,912	-0,014
Am	-0,497	-0,503
pH	0,803	0,442
Alc	0,907	-0,227
NT	-0,752	0,124
CE	-0,029	-0,968
T	-0,008	0,991
CT	0,772	-0,328
PT	0,949	0,288
Q	-0,152	0,811
Explicabilidade	51,53%	31,79%

NOTA: Q= Vazão; T= Temperatura da água; pH= Potencial Hidrogeniônico; OD= Oxigênio Dissolvido; DBO= Demanda Bioquímica de Oxigênio; CE= Condutividade Elétrica; Tb= Turbidez; ST= Sólidos Totais; NT= Nitrogênio Total; PT= Fósforo Total; Fto= Fosfatos; Am= Amônia; Alc= Alcalinidade Total; CT= Coliformes Termotolerantes.

Figura 121 - Gráfico dos escores com a projeção espacial e ordenação das cargas das variáveis físico-químicas e bacteriológicas – cheia 2010.



- **Seca:** As duas componentes já explicam 76,49% da variância, além disso seus autovalores são maiores que um, mostrando que os mesmos são significativos. O Alfa de Cronbach apresentou valores próximos para cada dimensão, considerando-se que o grau de explicação das componentes são semelhantes, conforme pode ser notado no quadro 8.

Quadro 8 - Formação das componentes principais na época de seca

Dimensões	Alfa de Cronbach	Variância explicada	
		Total (Autovalores)	% da Variância
1	0,879	5,433	38,806
2	0,873	5,277	37,691
Total	0,976*	10,710	76,497

* Total do Alfa de Cronbach baseado nos autovalores.

O quadro 9 juntamente com a figura 122, demonstra uma tendência de formação de quatro grupos, onde: PT, Tb, CF e ST formam um grupo; NT e Fosfatos formam

o segundo grupo; Amônia, Alcalinidade e Condutividade Elétrica foram o terceiro grupo; e DBO, Temperatura e pH formam o quarto grupo. A variável OD aparece isolada das demais.

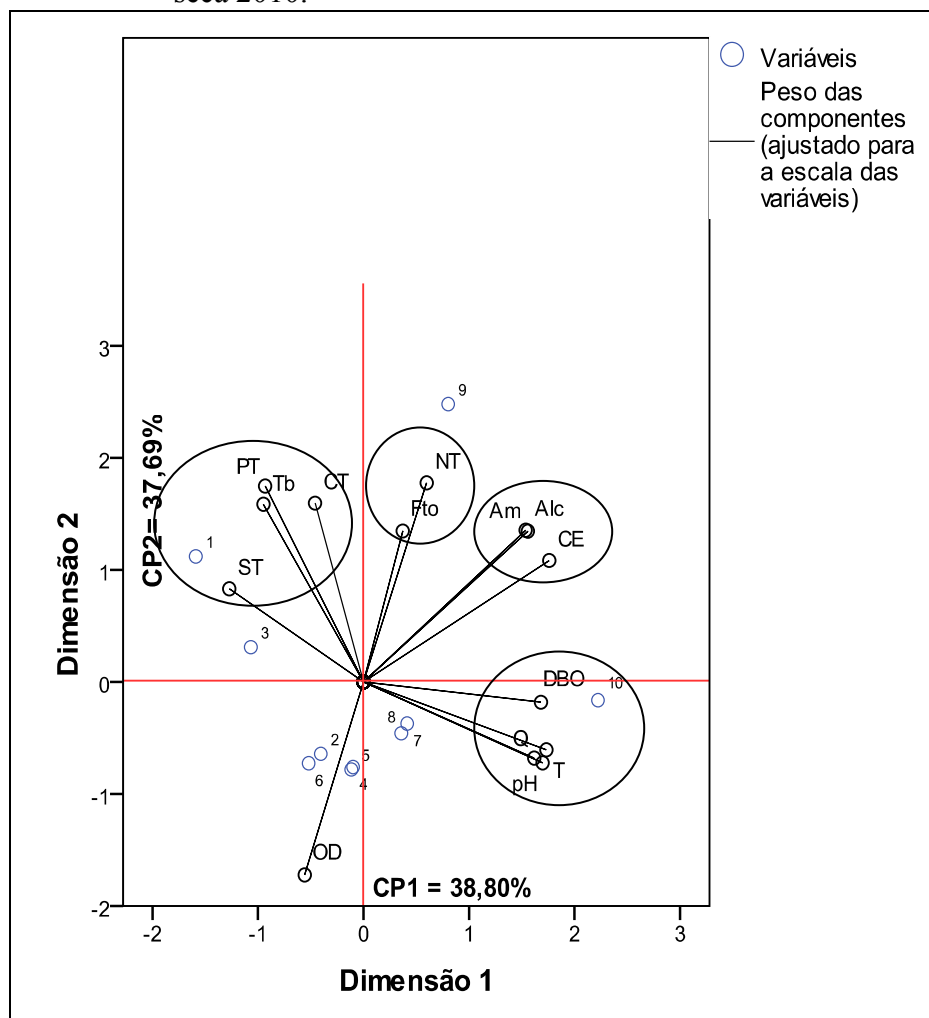
As variáveis Condutividade Elétrica e Nitrogênio total foram as que mais contribuíram para as alterações observadas durante o período de monitoramento, possivelmente, em razão da grande concentração de bicarbonatos e material orgânico que fez aumentar os níveis dessas variáveis.

Quadro 9 - Peso das variáveis dentro das componentes na época de seca

Variáveis	Dimensão	
	CP1	CP2
Q	0,776	-0,326
T	0,831	-0,291
pH	0,814	-0,347
OD	-0,267	-0,826
DBO	0,806	-0,087
CE	0,844	0,520
Tb	-0,455	0,761
ST	-0,610	0,398
NT	0,287	0,852
PT	-0,447	0,838
Fto	0,178	0,646
Am	0,737	0,649
Alc	0,747	0,645
CT	-0,220	0,765
Explicabilidade	38,8%	37,69%

NOTA: Q= Vazão; T= Temperatura da água; pH= Potencial Hidrogeniônico; OD= Oxigênio Dissolvido; DBO= Demanda Bioquímica de Oxigênio; CE= Condutividade Elétrica; Tb= Turbidez; ST= Sólidos Totais; NT= Nitrogênio Total; PT= Fósforo Total; Fto= Fosfatos; Am= Amônia; Alc= Alcalinidade Total; CT= Coliformes Termotolerantes.

Figura 122 - Gráfico dos escores com a projeção espacial e ordenação das cargas das variáveis físico-químicas e bacteriológicas – seca 2010.



b) Teste de diferença de média (T-Student) para comparação sazonal (cheia e seca) – 2010

Através da aplicação de teste estatístico, verificou-se a existência ou não de diferença significativa entre as variáveis ambientais estudadas entre os períodos de cheia e seca (Quadro 10).

Algumas variáveis não apresentaram diferença significativa com as variáveis físico-químicas e bacteriológicas comparados os períodos de cheia e de seca (p -valor $>0,05$), tais como: OD, DBO, Turbidez, ST, NT, PT e Alcalinidade Total, mantendo-se estatisticamente estáveis.

Com isso, detectou-se que essas variáveis, independentemente do período sazonal e para as condições em que foram levantadas, não sofreram alterações significativas

entre os dois períodos sazonais, portanto, evidenciando independência das condições hidrológicas locais.

Quadro 10 – Valores do teste-t para diferença de médias das variáveis físico-químicas e bacteriológica entre os períodos sazonais.

Comparação entre os períodos sazonais (cheia e seca)	Diferença Pareada				Graus de liberdade	P-valor (sig.)
			Diferença no intervalo de 95% de confiança			
Variáveis	Desvio Padrão	Desvio da Média	Limite Inferior	Limite Superior		
Q	2,06752	0,65381	1,68999	4,64801	9	0,001
T	0,99606	0,31498	2,72446	4,14954	9	0,000
pH	0,33501	0,10594	-1,15865	-0,67935	9	0,000
OD	0,83885	0,26527	-0,21207	0,98807	9	0,178
DBO	0,86790	0,27445	-1,07786	0,16386	9	0,130
CE	12,50207	3,95350	-23,62344	-5,73656	9	0,005
Tb	7,37940	2,33357	-0,57891	9,97891	9	0,075
ST	2,97808	0,94175	-2,31539	1,94539	9	0,849
NT	1,40270	0,44357	-0,88043	1,12643	9	0,788
PT	1,00019	0,31629	-0,36149	1,06949	9	0,292
Fto	1,31110	0,41461	1,14309	3,01891	9	0,001
Am	0,79025	0,24990	-0,00831	1,12231	9	0,053
Alc	9,71723	3,07286	-10,32129	3,58129	9	0,301
CT	563,36159	178,15058	133,28539	939,29461	9	0,015

NOTA: Q= Vazão; T= Temperatura da água; pH= Potencial Hidrogeniônico; OD= Oxigênio Dissolvido; DBO= Demanda Bioquímica de Oxigênio; CE= Condutividade Elétrica; Tb= Turbidez; ST= Sólidos Totais; NT= Nitrogênio Total; PT= Fósforo Total; Fto= Fosfatos; Am= Amônia; Alc= Alcalinidade Total; CT= Coliformes Termotolerantes.

c) Análise de Componentes Principais (ACP) – ano de 2011

• **Cheia:** Duas componentes principais são sugeridas pelo modelo, que, juntas, explicam 74,24% da variância entre os dados; além disso, seus autovalores são maiores que 1 (um), demonstrando que os mesmos são significativos.

O Alfa de Cronbach apresentou valores elevados para cada dimensão, com enfoque para a primeira dimensão, considerando-se que o grau de explicação desta é superior à segunda (Quadro 11).

Quadro 11 - Formação das componentes principais na época de cheia

Dimensão	Alfa de Cronbach	Variância explicada	
		Total (Autovalores)	% da Variância
1	0,932	7,701	51,340
2	0,760	3,436	22,908
Total	0,975*	11,137	74,248

* Total do Alfa de Cronbach baseado no total dos autovalores.

O quadro 12 e a figura 123, demonstra uma tendência de formarem quatro grupos, onde: NT, PT, Alcalinidade, Condutividade Elétrica e Amônia, formam um grupo; pH e Fosfatos formam o segundo grupo; Temperatura, Vazão, OD, Turbidez e Sólidos totais, formam o terceiro grupo e, por fim, o quarto grupo é formado por DQO e Coliformes Termotolerantes. A variável DBO aparece isolada das demais.

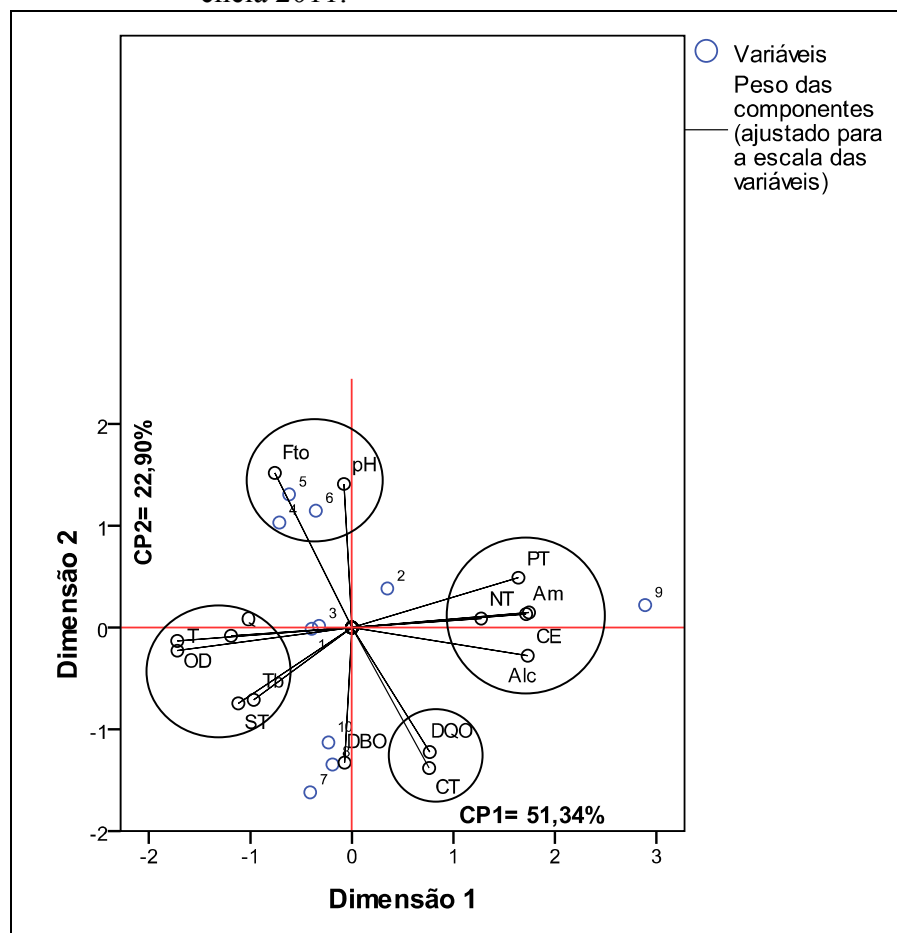
A variância explicada pela CP1 advém do agrupamento de variáveis que estão intimamente relacionadas ao processo de degradação dos recursos hídricos, notadamente quanto à poluição das águas nessa época do ano, respondendo por 51,34% das alterações entre os dados.

Quadro 12 - Peso das variáveis dentro das componentes na época de cheia

Variáveis	Dimensão	
	CP1	CP2
Q	-0,666	-0,045
T	-0,962	-0,127
pH	-0,044	0,790
OD	-0,963	-0,074
DBO	-0,040	-0,744
DQO	0,429	-0,686
CE	0,970	-0,155
Tb	-0,542	-0,397
ST	-0,626	-0,417
NT	0,713	0,050
PT	0,918	0,274
Fto	-0,425	0,850
Am	0,961	0,074
Alc	0,977	0,083
CT	0,426	-0,773
Explicabilidade	51,34%	22,90%

NOTA: Q= Vazão; T= Temperatura da água; pH= Potencial Hidrogeniônico; OD= Oxigênio Dissolvido; DBO= Demanda Bioquímica de Oxigênio; CE= Condutividade Elétrica; Tb= Turbidez; ST= Sólidos Totais; NT= Nitrogênio Total; PT= Fósforo Total; Fto= Fosfatos; Am= Amônia; Alc= Alcalinidade Total; CT= Coliformes Termotolerantes.

Figura 123 - Gráfico dos escores com a projeção espacial e ordenação das cargas das variáveis físico-químicas e bacteriológicas – cheia 2011.



• **Seca:** As duas componentes sugeridas pelo modelo de ACP explicam 81,25% da variância, portanto, com boa especificação e resposta aos dados analisados. Os autovalores das componentes são maiores que 1 (um), demonstrando significância entre os mesmos.

O Alfa de Cronbach apresentou valor alto para a primeira dimensão, considerando-se que o grau de explicação da mesma é superior ao da segunda (49,13%) (Quadro 13).

A partir do poder de explicação e dos pesos relativos às variáveis, observou-se que nesse período do ano há tendência para maior concentração de material orgânico nos mananciais da bacia, principalmente sob a composição de NT e Amônia, o que poderá levar à poluição e ao processo de eutrofização das águas.

Quadro 13 - Formação das componentes principais na época de seca

Dimensão	Alfa de Cronbach	Variância explicada	
		Total (Autovalores)	% da Variância
1	0,926	7,370	49,134
2	0,849	4,818	32,121
Total	0,984*	12,188	81,256

* Total do Alfa de Cronbach baseado nos autovalores.

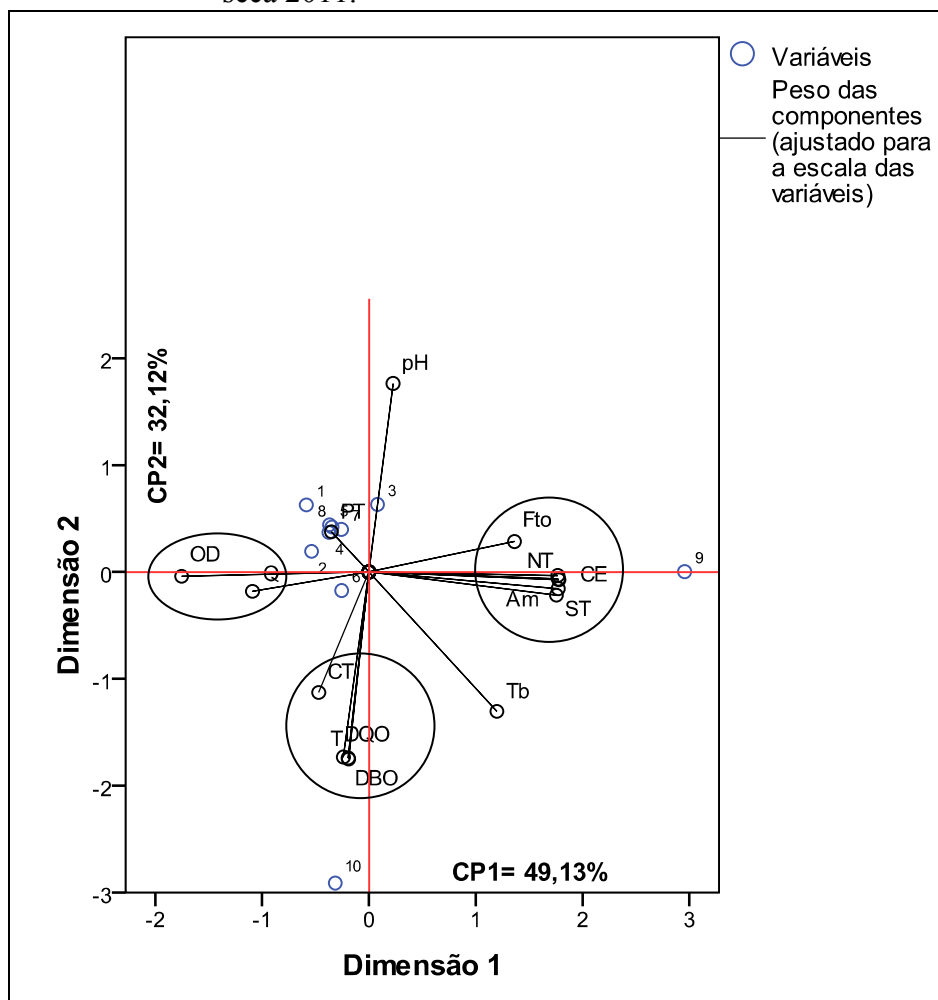
O quadro 14 e a figura 124, mostram que há tendência de se formar três grupos, entre os quais o primeiro inclui: NT, Amônia, Fosfatos, Condutividade Elétrica, Alcalinidade Total e Sólidos Totais; outro grupo é formado por: DQO, DBO, Temperatura e Coliformes Termotolerantes; e o terceiro grupo é formado por Vazão e OD.

Quadro 14 - Peso das variáveis dentro das componentes na época de seca

Variáveis	Dimensão	
	CP1	CP2
Q	-0,607	-0,101
T	-0,106	-0,976
pH	0,126	0,983
OD	-0,977	-0,022
DBO	-0,108	-0,970
DQO	-0,133	-0,965
CE	0,978	-0,121
Tb	0,668	-0,727
ST	0,988	-0,087
NT	0,991	-0,041
PT	-0,195	0,209
Fto	0,759	0,159
Am	0,989	-0,036
Alc	0,985	-0,019
CT	-0,262	-0,628
Explicabilidade	49,13%	32,12%

NOTA: Q= Vazão; T= Temperatura da água; pH= Potencial Hidrogeniônico; OD= Oxigênio Dissolvido; DBO= Demanda Bioquímica de Oxigênio; CE= Condutividade Elétrica; Tb= Turbidez; ST= Sólidos Totais; NT= Nitrogênio Total; PT= Fósforo Total; Fto= Fosfatos; Am= Amônia; Alc= Alcalinidade Total; CT= Coliformes Termotolerantes.

Figura 124 - Gráfico dos escores com a projeção espacial e ordenação das cargas das variáveis físico-químicas e bacteriológicas – seca 2011.



d) Teste de diferença de média (T-student) para comparação sazonal (cheia e seca) - 2011

Através da aplicação deste teste estatístico, verificou-se a existência ou não de diferença significativa entre as variáveis ambientais estudadas entre os períodos de cheia e seca (Quadro 15).

Variáveis físico-químicas e bacteriológicas, tais como NT, PT e Fosfatos, não apresentaram diferença significativa entre os períodos de cheia e seca (p -valor $>0,05$) (Quadro 15).

Com isso, detectou-se que essas variáveis, independentemente do período sazonal e das condições em que foram levantadas, permaneceram “estáveis” do ponto de vista estatístico em ambos os períodos.

Fica, portanto, demonstrado que a quantidade de água e as condições ambientais inerentes a cada período sazonal não foram considerados determinantes para alterar a carga desses nutrientes nos referidos pontos amostrais, sendo esses constantes tanto no período de cheia quanto na seca.

Quadro 15 – Valores do teste-t para diferença de médias das variáveis físico-químicas e bacteriológica entre os períodos sazonais - 2011.

Comparação entre os períodos sazonais (cheia e seca)	Diferença Pareada				Graus de liberdade	P-valor (sig.)
			Diferença no intervalo de 95% de confiança			
Variáveis	Desvio Padrão	Desvio da Média	Limite Inferior	Limite Superior		
Q	1,81257	0,57318	1,60037	4,19363	9	0,001
T	0,88091	0,27857	2,82984	4,09016	9	0,000
pH	0,16522	0,05225	-0,25719	-0,02081	9	0,026
OD	1,12744	0,35653	-2,20652	-0,59348	9	0,003
DBO	0,73907	0,23371	-1,14870	-0,09130	9	0,026
CE	19,60839	6,20072	-32,62700	-4,57300	9	0,015
Tb	19,50387	6,16766	-36,57923	-8,67477	9	0,005
ST	0,46078	0,14571	-0,76862	-0,10938	9	0,015
NT	5,90292	1,86667	-3,42269	5,02269	9	0,678
PT	2,83370	0,89610	-3,38311	0,67111	9	0,165
Fto	0,99112	0,31342	-0,26200	1,15600	9	0,188
Am	1,25264	0,39612	1,17691	2,96909	9	0,001
Alc	0,40347	0,12759	-0,65962	-0,08238	9	0,017
CT	5,63326	1,78139	-11,84179	-3,78221	9	0,002

NOTA: Q= Vazão; T= Temperatura da água; pH= Potencial Hidrogeniônico; OD= Oxigênio Dissolvido; DBO= Demanda Bioquímica de Oxigênio; CE= Condutividade Elétrica; Tb= Turbidez; ST= Sólidos Totais; NT= Nitrogênio Total; PT= Fósforo Total; Fto= Fosfatos; Am= Amônia; Alc= Alcalinidade Total; CT= Coliformes Termotolerantes.

5.6.3.2 Variáveis de Carga Dissolvida e em Suspensão: Período de cheia e seca - 2010 e 2011.

a) Análise de Componentes Principais (ACP) – ano de 2010

• **Cheia:** A explicação de 74,07% da variância foi dada por duas dimensões sugeridas pelo modelo de ACP, com os autovalores maiores que 1 (um), demonstrando significância entre os mesmos (Quadro 16).

O Alfa de Cronbach é considerado muito alto para a primeira componente e fraco para a segunda, consistente com a menor percentagem da variância explicada por esta componente (Quadro 16).

Quadro 16 - Formação das componentes principais na época de cheia

Dimensão	Alfa de Cronbach	Variância explicada	
		Total (autovalores)	% da Variância
1	0,898	5,645	47,045
2	0,755	3,243	27,027
Total	0,968*	8,889	74,072

* Total do Alfa de Cronbach baseado no total dos autovalores.

Os dados do quadro 17 e a figura 125 demonstram a tendência de três agrupamentos: Cobre, Cromo, Cloreto e Sólidos Totais; Alumínio, Ferro e Manganês formando outro grupo; e, por fim, aparecem pH e Dureza constituindo um terceiro grupo. Zinco, Vazão e Sílica aparecem isolados.

Na CPI estão as variáveis que exerceram maior peso dentro do conjunto dos dados, com destaque para o pH, Cobre e Sólidos totais. Isto indica que, possivelmente, nessa época do ano, em razão das intensas precipitações na região, a lixiviação de materiais por escoamento superficial tenha sido responsável pelo aumento da variação para ambas as variáveis.

O Cromo também apresentou forte variação porque, possivelmente, tenha sido lixiviado para os cursos d'água em função de seu uso em atividades da área urbana, principalmente.

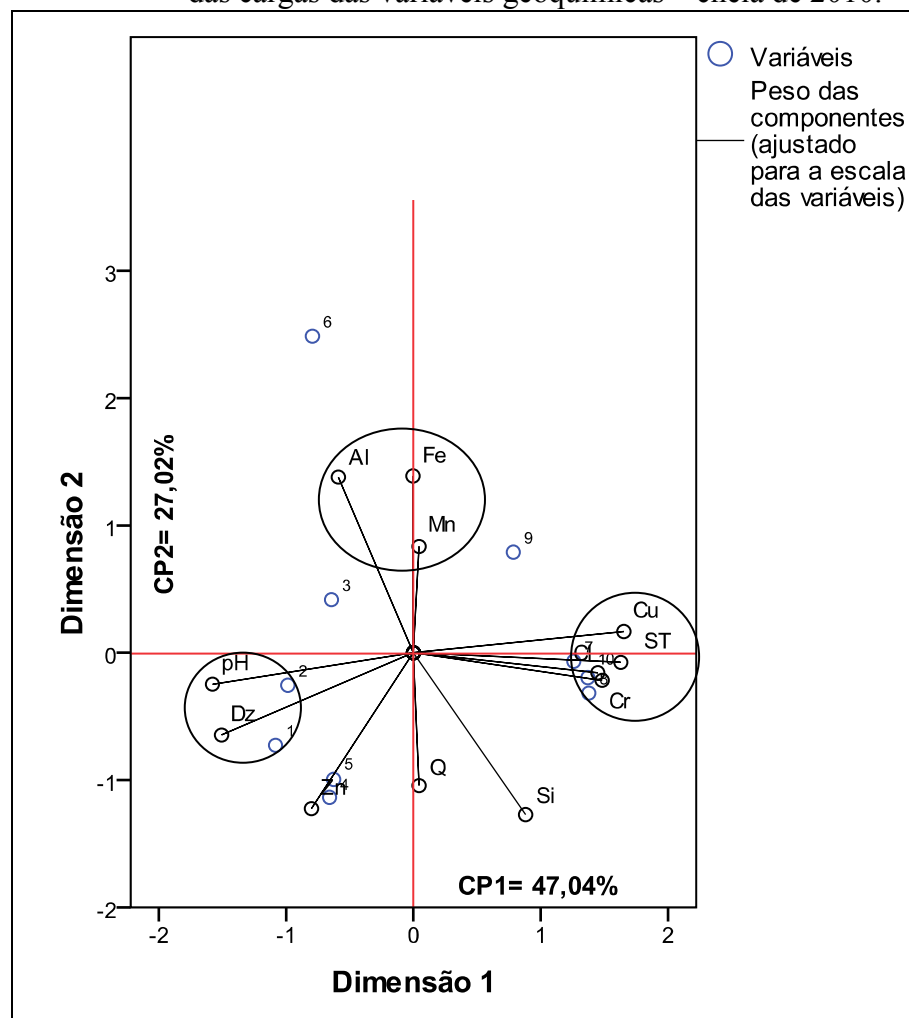
Considerando-se esse aporte de materiais, a Dureza da água apresentou um peso considerável, devido à presença de carbonatos e bicarbonatos, principalmente de Ca e Mg.

Quadro 17 - Peso das variáveis dentro das componentes
na época de cheia

Variáveis	Dimensão	
	CP1	CP2
Q	0,026	-0,616
pH	-0,931	-0,146
Fe	-0,002	0,819
Mn	0,026	0,492
Zn	-0,473	-0,722
Cu	0,975	0,098
Cr	0,875	-0,128
Al	-0,348	0,814
Cl	0,855	-0,093
Dz	-0,889	-0,381
ST	0,961	-0,045
Si	0,520	-0,750
Explicabilidade	47,04%	27,02%

NOTA: Q= Vazão; pH= Potencial Hidrogeniônico; Fe= Ferro; Mn= Manganês; Zn= Zinco; Cu= Cobre; Cr= Cromo; Al= Alumínio; Cl= Cloretos; Dz= Dureza; ST= Sólidos Totais; Si= Silica.

Figura 125 - Gráfico dos escores com a projeção espacial e ordenação das cargas das variáveis geoquímicas – cheia de 2010.



- **Seca:** Assim como para os demais dados, o modelo sugeriu duas componentes principais, que juntas explicam 72,30% da variância entre os dados. Ademais, estes são significativos, considerando-se que seus autovalores são maiores que 1 (um).

O Alfa de Cronbach foi considerado alto para a primeira componente, demonstrando consistência no poder de explicação (Quadro 18).

Quadro 18 - Formação das componentes principais na época de seca

Dimensão	Alfa de Cronbach	Variância explicada	
		Total (Autovalores)	% de Variância
1	0,884	5,086	46,237
2	0,716	2,867	26,065
Total	0,962*	7,953	72,302

* Total do Alfa de Cronbach baseado sobre o total dos autovalores

O quadro 19 e a figura 126 demonstram tendência de formação de dois grupos para esses dados, nos quais: Cloretos, Sílica, Cobre, Dureza e pH formam um grupo, enquanto que Ferro, Manganês e Zinco formam outro. Vazão, Sólidos totais e Cromo apareceram isolados das demais variáveis.

A Sílica, conjuntamente com Dureza e Cloretos, exerceu maior peso para a variância entre os dados, provavelmente em função dos altos valores de Sílica identificados nessa época do ano, decorrentes do período de estiagem e da concentração desse elemento na lâmina d'água.

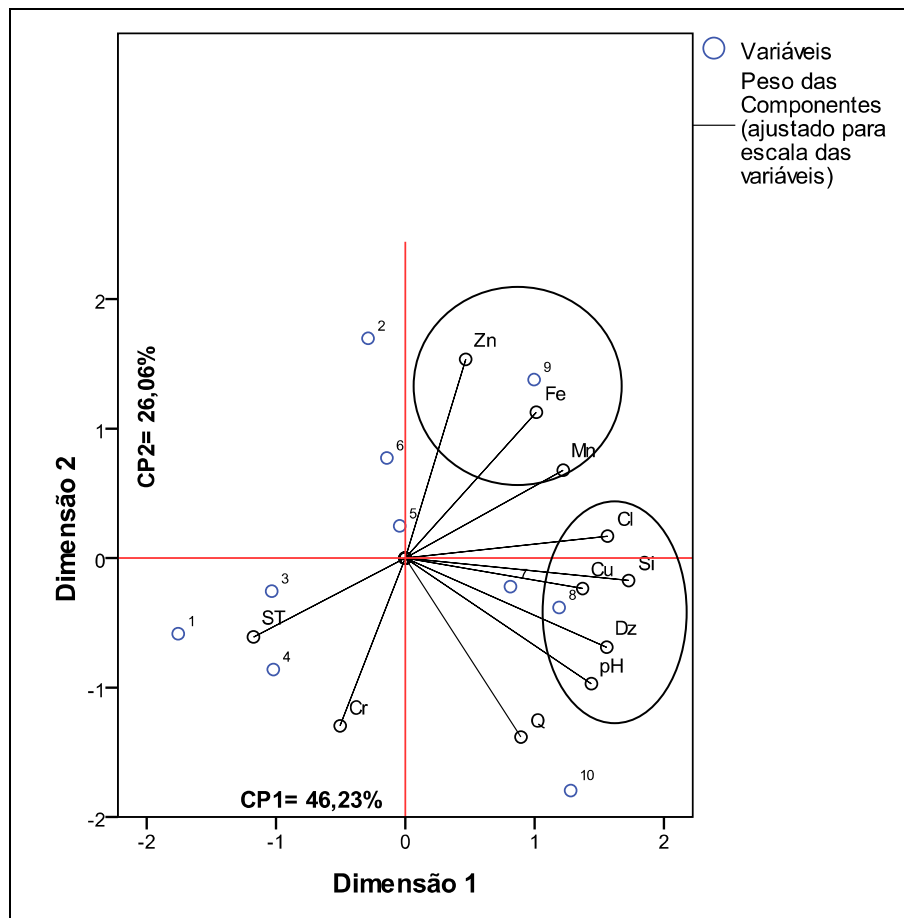
Da mesma forma, os Cloretos e a Dureza apresentaram pesos também altos para a variância dos dados, relacionados à grande concentração de sais nessa época do ano.

Quadro 19 - Peso das variáveis dentro das componentes na época de seca

Variáveis	Dimensão	
	CP1	CP2
Fe	0,555	0,617
Zn	0,256	0,840
Cl	0,856	0,093
Dz	0,852	-0,377
Si	0,946	-0,095
Cr	-0,276	-0,709
pH	0,788	-0,531
Mn	0,669	0,371
ST	-0,642	-0,333
Cu	0,751	-0,129
Q	0,489	-0,756
Explicabilidade	46,23%	26,06%

NOTA: Q= Vazão; pH= Potencial Hidrogeniônico; Fe= Ferro; Mn= Manganês; Zn= Zinco; Cu= Cobre; Cr= Cromo; Al= Alumínio; Cl= Cloretos; Dz= Dureza; ST= Sólidos Totais; Si= Sílica.

Figura 126 - Gráfico dos escores com a projeção espacial e ordenação das cargas das variáveis geoquímicas – seca 2010.



b) Teste de diferença de média (*T-student*) para comparação sazonal (cheia e seca) – 2010

Quanto às variáveis geoquímicas, relacionadas à carga dissolvida, observou-se que as variáveis Fe, Zn, Cu, Cr, Cl, ST e Dureza não apresentaram diferença significativa (p -valor $>0,05$) entre os dados da época de cheia e seca (Quadro 20). Estatisticamente não foi observada, independentemente do período sazonal, alteração entre essas variáveis, possibilitando afirmar que a concentração foi estatisticamente igual em ambos os períodos.

As condições ambientais em ambos os períodos sazonais favoreceram a concentração desses elementos na água, provavelmente indicando que as formas de manejo e uso da terra associadas às características dos solos determinaram essa situação, seja pelo escoamento em época de chuvas, seja pela concentração em época de estiagem.

Quadro 20 - Teste para diferença de medias nas variáveis de dissolução

Comparação entre os períodos sazonais (cheia e seca)	Diferença Pareada				Graus de liberdade	P-valor
			Diferença no intervalo de 95% de confiança			
Variáveis	Desvio Padrão	Desvio da Média	Limite Inferior	Limite Superior		
Q	2,06752	0,65381	1,68999	4,64801	9	0,001
pH	0,33501	0,10594	-1,15865	-0,67935	9	0,000
Fe	0,71365	0,22568	-0,24651	0,77451	9	0,272
Mn	3,85932	1,22042	0,54921	6,07079	9	0,024
Zn	0,91848	0,29045	-1,15104	0,16304	9	0,123
Cu	0,27221	0,08608	-0,10573	0,28373	9	0,328
Cr	0,32311	0,10218	-0,18114	0,28114	9	0,636
Al	0,01287	0,00407	0,10980	0,12820	9	0,000
Cl	0,65056	0,20572	-0,87538	0,05538	9	0,077
Dz	17,08847	5,40385	-16,09435	8,35435	9	0,492
ST	2,97808	0,94175	-2,31539	1,94539	9	0,849
Si	0,41934	0,13261	-4,52498	-3,92502	9	0,000

NOTA: Q= Vazão; pH= Potencial Hidrogeniônico; Fe= Ferro; Mn= Manganês; Zn= Zinco; Cu= Cobre; Cr= Cromo; Al= Alumínio; Cl= Cloretos; Dz= Dureza; ST= Sólidos Totais; Si= Sílica.

c) Análise de Componentes Principais (ACP) – ano de 2011

• **Cheia:** Pela análise de ACP realizada, observou-se que duas componentes principais foram suficientes para explicar 63,60% da variância entre os dados, tendo apresentado autovalores significativos, por serem maiores que 1 (um).

O Alfa de Cronbach é considerado muito alto para a primeira componente e fraco para a segunda, ou seja, consistente com a menor percentagem da variância explicada por esta componente (Quadro 21).

Isso ocorreu pelo fato de que a maioria das variáveis que apresentam maior peso, tais como pH, Fe, Si, Cr, Zn, Al e Cloretos, estão localizadas na CP1 e possuem, assim, maior poder de explicação da variância entre os dados.

É possível que esses elementos químicos (representados por essas variáveis) tenham apresentado grandes concentrações nessa época do ano, em decorrência das chuvas

que os tornaram solúveis em função da queda do pH, propiciando, conseqüentemente, sua lixiviação para os canais fluviais.

Quadro 21 - Formação das componentes principais na época de cheia

Dimensão	Alfa de Cronbach	Variância explicada	
		Total (Autovalores)	% de Variância
1	0,843	4,408	36,737
2	0,752	3,224	26,864
Total	0,948*	7,632	63,601

* Total do Alfa de Cronbach baseado no total dos autovalores.

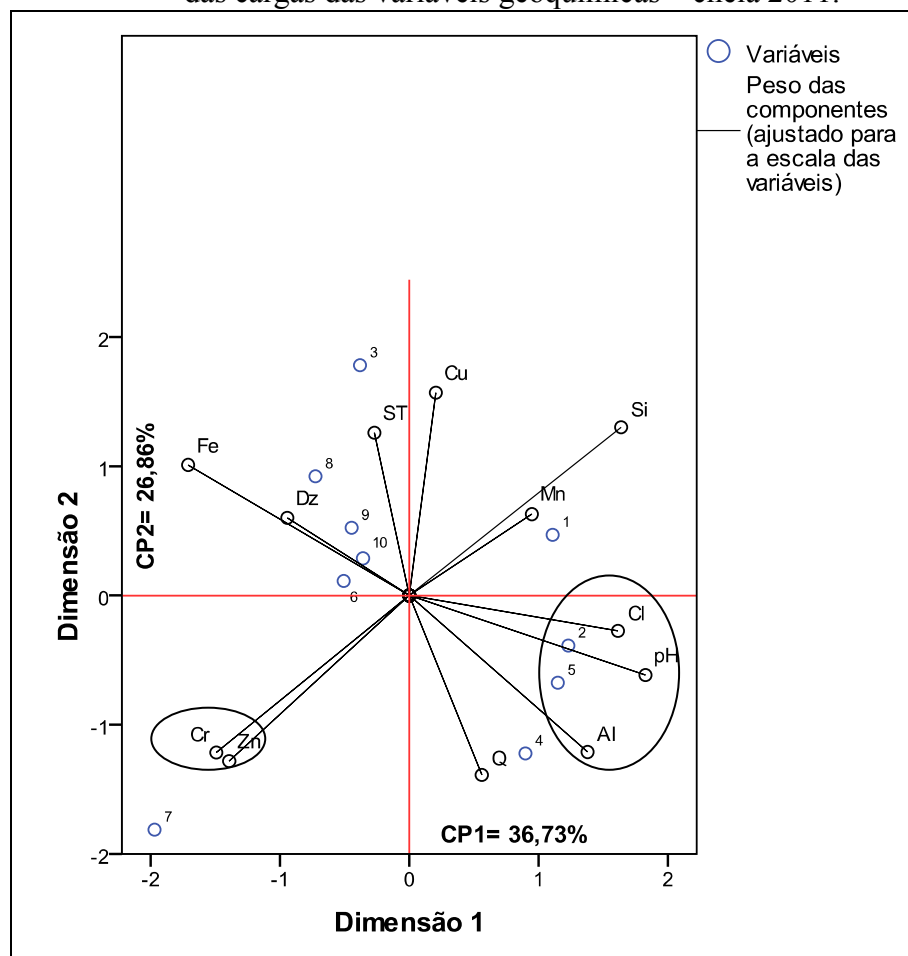
Os dados do quadro 22 e os da figura 127 demonstram a tendência à formação de dois grupos: Cromo e Zinco; enquanto que Cloretos, pH e Alumínio formam outro grupo. As demais variáveis aparecem isoladas.

Quadro 22 - Peso das variáveis dentro das componentes na época de cheia

Variáveis	Dimensão	
	CP1	CP2
Q	0,265	-0,655
pH	0,861	-0,290
Fe	-0,806	0,477
Mn	0,448	0,297
Zn	-0,656	-0,604
Cu	0,097	0,740
Cr	-0,703	-0,573
Al	0,650	-0,571
Cl	0,761	-0,129
Dz	-0,445	0,284
ST	-0,127	0,594
Si	0,772	0,614
Explicabilidade	36,73%	26,86

NOTA: Q= Vazão; pH= Potencial Hidrogeniônico; Fe= Ferro; Mn= Manganês; Zn= Zinco; Cu= Cobre; Cr= Cromo; Al= Alumínio; Cl= Cloretos; Dz= Dureza; ST= Sólidos Totais; Si= Sílica.

Figura 127 - Gráfico dos escores com a projeção espacial e ordenação das cargas das variáveis geoquímicas – cheia 2011.



• **Seca:** Assim como no período anterior, nessa época do ano o modelo de ACP sugeriu duas componentes principais que respondem por 78,70% da variância.

O Alpha de Cronbach foi considerado alto para as duas componentes, demonstrando uma consonância no poder de explicação de ambas (Quadro 23).

Quadro 23 - Formação das componentes principais na época de seca

Dimensão	Alfa de Cronbach	Variância explicada	
		Total (autovalores)	% da Variância
1	0,892	5,485	45,705
2	0,815	3,960	32,997
Total	0,975*	9,444	78,703

* Total do Alfa de Cronbach baseado no total dos autovalores

Conforme o quadro 24 e a figura 128, há tendência de formação de três grupos, nos quais: Cromo, Cobre, Dureza e Sólidos totais, formam um grupo; Ferro, Alumínio e Cloretos formam o segundo grupo; e Sílica, Vazão e Manganês, o terceiro. As variáveis pH e Zinco apareceram isolados das demais variáveis. O maior poder de explicação na CP1 está nas variáveis Zn, Cr, Dureza e ST. Possivelmente, essas variáveis apresentaram maior concentração nessa época do ano em razão do seu uso na zona rural da bacia, uma vez que Zn e Cr são constituintes de fertilizantes e pesticidas utilizados na lavoura e na pastagem.

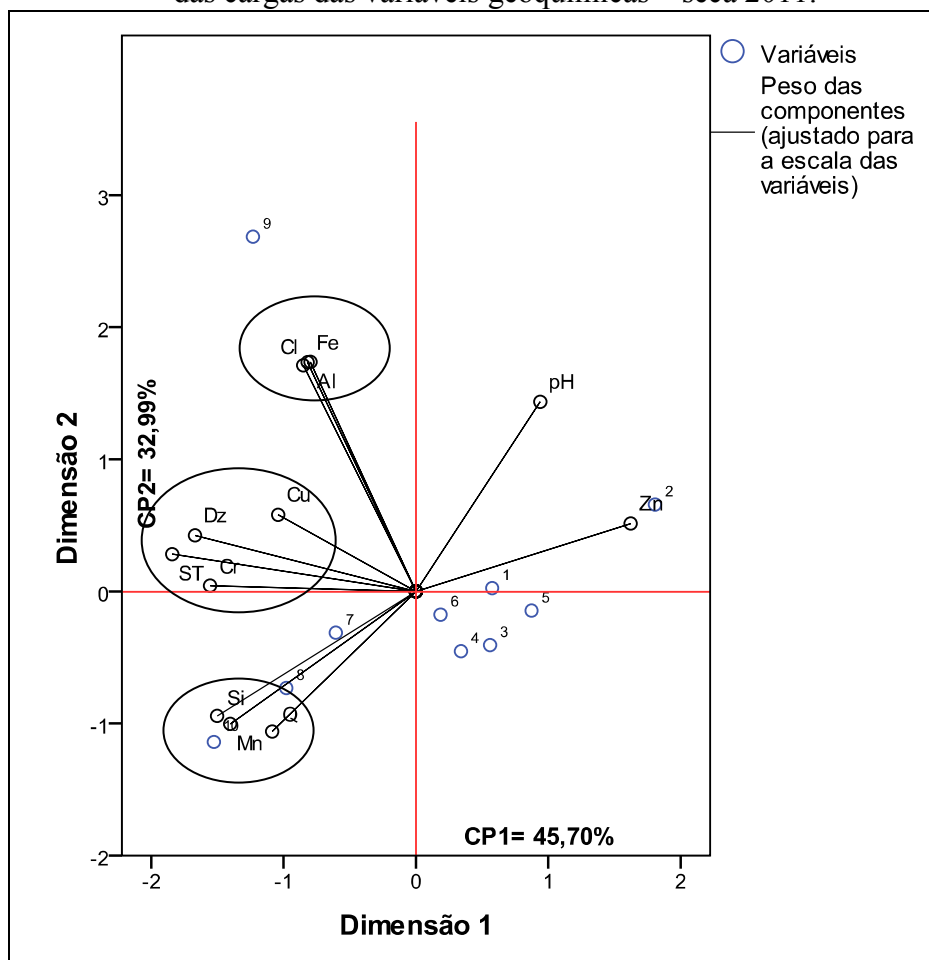
Acredita-se, que algum evento chuvoso antes da coleta possa ter interferido no comportamento das variáveis, inclusive, para aumentar o poder de explicação da variável ST e Dureza, já que consistem no aporte de material particulado e bicarbonatos no corpo d'água.

Quadro 24 - Peso das variáveis dentro das componentes na época de seca

Variáveis	Dimensão	
	CP1	CP2
Q	-0,560	-0,547
pH	0,484	0,740
Fe	-0,422	0,894
Mn	-0,723	-0,517
Zn	0,837	0,265
Cu	-0,537	0,299
Cr	-0,802	0,022
Al	-0,411	0,895
Cl	-0,439	0,882
Dz	-0,861	0,218
ST	-0,950	0,145
Si	-0,775	-0,486
Explicabilidade	45,70%	32,99%

NOTA: Q= Vazão; pH= Potencial Hidrogeniônico; Fe= Ferro; Mn= Manganês; Zn= Zinco; Cu= Cobre; Cr= Cromo; Al= Alumínio; Cl= Cloretos; Dz= Dureza; ST= Sólidos Totais; Si= Sílica.

Figura 128 - Gráfico dos escores com a projeção espacial e ordenação das cargas das variáveis geoquímicas – seca 2011.



d) Teste de diferença de média (T-student) para comparação sazonal (cheia e seca) – 2011

Quanto às variáveis geoquímicas, relacionadas à carga dissolvida, observou-se que Zn, Cu e Al não apresentaram diferença significativa ($p\text{-valor} > 0,05$) entre os dados das diferentes épocas, cheia e seca, estatisticamente apresentando igual concentração em ambos os períodos (Quadro 25).

Esses dados revelam que pode ter havido favorecimento da concentração no período de seca, enquanto que no período de cheia, esse aumento se deu pelo aporte e concentração no meio aquático através do processo escoamento superficial em razão da grande quantidade de chuvas na região.

É possível creditar que, em grande parte, as altas concentrações desses elementos na água, têm origem antropogênica através do uso de material agroquímico no trato da terra para cultivo de pastagens e pequenas lavouras.

Quadro 25 - Teste para diferença de médias nas variáveis de dissolução

Comparação entre os períodos sazonais (cheia e seca)	Diferença Pareada				Graus de liberdade	P-valor
			Diferença no intervalo de 95% de confiança			
Variáveis	Desvio Padrão	Desvio da Média	Limite Inferior	Limite Superior		
Q	1,81257	0,57318	1,60037	4,19363	9	0,001
pH	0,16522	0,05225	-0,25719	-0,02081	9	0,026
Fe	1,37146	0,43369	-2,43409	-0,47191	9	0,009
Mn	0,98596	0,31179	-1,69531	-0,28469	9	0,011
Zn	0,33257	0,10517	-0,06291	0,41291	9	0,130
Cu	0,42103	0,13314	-0,22918	0,37318	9	0,602
Cr	0,08644	0,02733	-0,25783	-0,13417	9	0,000
Al	0,17158	0,05426	-0,12474	0,12074	9	0,971
Cl	2,44962	0,77464	-4,53835	-1,03365	9	0,006
Dz	6,19677	1,95959	-11,23290	-2,36710	9	0,007
ST	0,47350	0,14973	-0,78872	-0,11128	9	0,015
Si	0,74243	0,23478	1,14690	2,20910	9	0,000

NOTA: Q= Vazão; pH= Potencial Hidrogeniônico; Fe= Ferro; Mn= Manganês; Zn= Zinco; Cu= Cobre; Cr= Cromo; Al= Alumínio; Cl= Cloretos; Dz= Dureza; ST= Sólidos Totais; Si= Sílica.

5.7 ANÁLISE ESPACIAL E TEMPORAL DA CONCENTRAÇÃO DE SEDIMENTOS EM SUSPENSÃO (C_{SS})

Valores de carga de sedimentos em suspensão são tidos como imprescindíveis para o reconhecimento das condições ambientais em um sistema hídrico. No entanto, este tipo de investigação tende a ser oneroso e demorado por diversas razões, entre elas a demanda por monitoramento e coleta constantes em diversas seções do canal fluvial, no intuito de identificar as alterações dessa variável.

Contudo, esse tipo de abordagem é parte indispensável dos estudos de bacias de drenagem, notadamente quando se pretende avaliar o grau de interferência da ação antrópica sobre esse sistema.

Algumas metodologias têm facilitado os cálculos da C_{SS} em rios. Entre elas, a utilização dos valores de Turbidez e Sólidos Totais aparecem como sendo uma alternativa viável.

Na pesquisa desenvolvida por Piccolo *et al.* (1999), avaliou-se a correlação existente entre a Sólidos totais em suspensão, Cor e Turbidez para o Rio Jucu – ES, na qual os autores concluem que as melhores correlações foram entre a concentração de Sólidos Totais e a Turbidez, evidenciando que o parâmetro Turbidez é o mais indicado para indicação indireta da C_{ss} .

Também Vestena (2008), estudando a bacia do rio Caeté, no município de Alfredo Wagner (SC), identificou a C_{ss} pelo mesmo procedimento e encontrou valores estatisticamente significativos para aquela bacia.

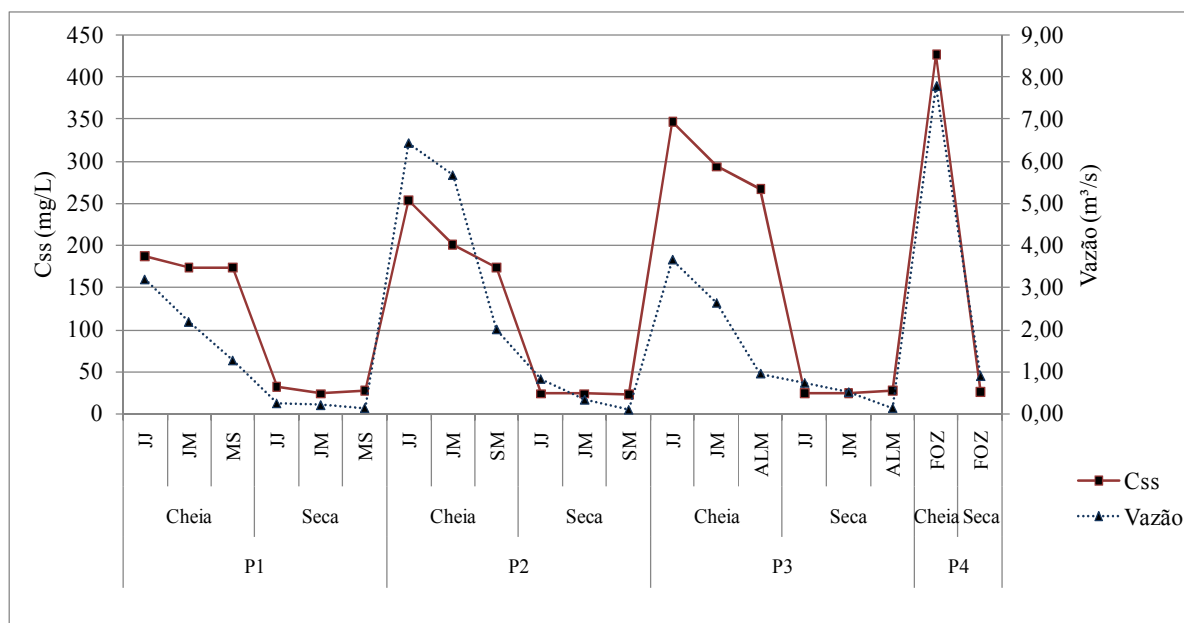
Para Santos *et al.* (2001), a turbidez pode apresentar uma excelente correlação linear com a C_{ss} , principalmente se tratando da concentração de materiais finos. Esses autores também destacam que a turbidez é um indicador melhor do que a descarga líquida para estimar a C_{ss} .

Nos rios que fazem parte da bacia do Igarapé Judia, observa-se que durante os períodos de chuvas as águas apresentam características extremamente turvas. A partir disso, supõem-se a existência de índices de Turbidez consideráveis, causados pela presença predominante de materiais finos, decorrentes da natureza argilosa dos solos existentes na região.

Estudos com essa abordagem no estado do Acre são inexistentes e, considerando-se a grande carga de sedimentos em suspensão nos rios da região, têm-se como necessárias investigações científicas dessa natureza no sentido de identificar as fontes da C_{ss} .

5.7.1 Análise Espacial e Temporal da C_{ss} – ano de 2010.

As relações entre a vazão e a C_{ss} demonstraram a complexidade e a dinâmica dos processos na bacia hidrográfica do Igarapé Judia, demonstradas pela sincronia dos picos de vazão com os dados de C_{ss} , em ambos os períodos sazonais (Fig. 129).

Figura 129 – Demonstração da relação Vazão x C_{ss} , por ponto e período sazonal - 2010.

Como demonstrado pela figura 129, houve uma tendência ao aumento da C_{ss} com o período chuvoso, ao contrário do observado durante o período de estiagem em ambos os pontos de coleta.

Em geral, tanto no período de cheia quanto no de seca, observou-se o aumento da C_{ss} com o aumento dos valores de vazão, com exceção dos pontos P2JJ e P2JM no período de cheia, e P2JJ, P3JJ e P4 no período de seca, que apresentaram leve aumento em relação à vazão.

A ocorrência do aumento da C_{ss} antes da vazão, e posteriormente sua diminuição no período de seca, indica a contribuição de sedimentos provenientes de áreas fontes próximo do curso de água que condicionaram uma resposta rápida na taxa de sedimentos em suspensão (SEEGER *et al.*, 2004).

O declínio nos valores da C_{ss} possivelmente ocorreu pela reduzida quantidade de sedimento disponível nestas áreas. A ocorrência de picos de C_{ss} antes do de vazão pode estar relacionado, segundo Sammori *et al.* (2004), à intensidade das chuvas na região que ocasionam a lavagem de material particulado (*wash load*) para o leito dos igarapés.

Os pontos situados em área urbana (P3 e P4) apresentaram os maiores valores de C_{ss} , em contraste aos situados em área rural (P1 e P2), o que parece refletir o uso da terra diferenciado em ambas as situações, e pelo escoamento concentrado e fontes pontuais de entrada de sedimentos no caso dos primeiros (P3 e P4).

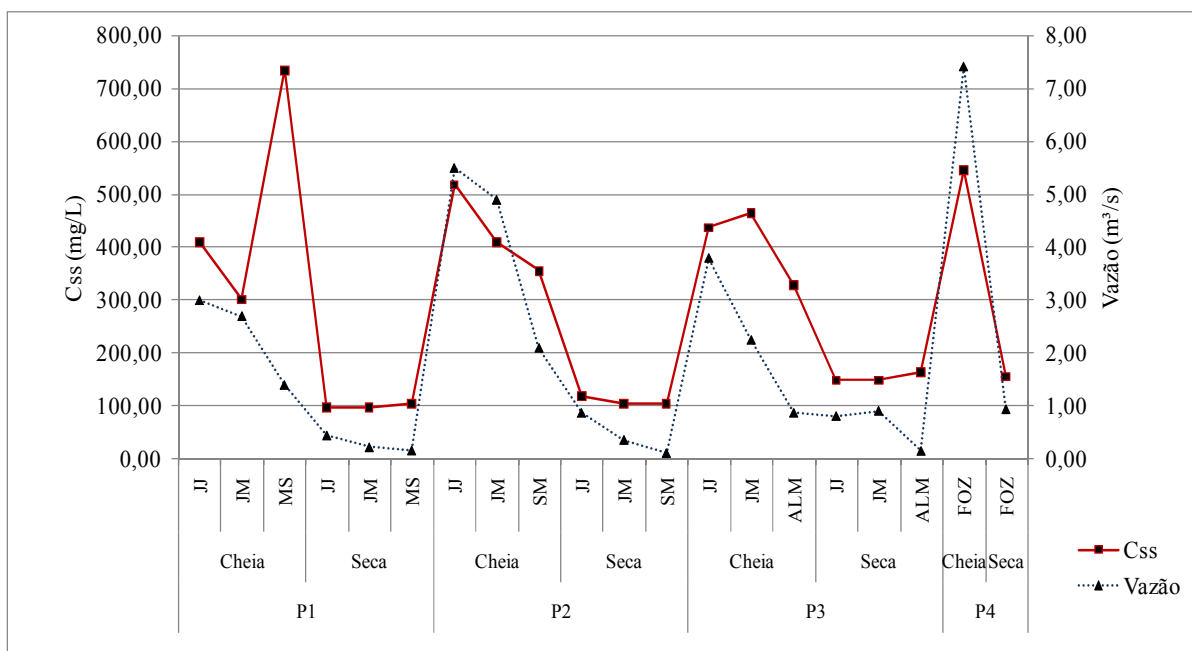
Observou-se, ainda, que a C_{ss} apresentou tendência a aumentar da montante para a jusante durante o período de cheia, com valor mínimo de 173,74 mg/L no ponto P1MS, e máximo de 426,63 mg/L no P4, exutório da bacia. No período de seca, os valores permaneceram praticamente estáveis da montante para a jusante, não apresentando grandes alterações (Fig. 129).

A extração da C_{ss} pela relação entre a turbidez e os sólidos totais no período de cheia foi significativa, apresentando $R^2 = 0,766$ (Equação: $y=13,31x+0,716$). No período de seca, seguiu-se a mesma tendência linear com $R^2 = 0,844$ (Equação: $y=0,963x+12,52$).

5.7.2 Análise Espacial e Temporal da C_{ss} – ano de 2011.

Durante este ano também foi observado maiores valores de C_{ss} no período chuvoso, época de maior vazão. O comportamento sazonal das chuvas determinou a maior ou menor taxa de sedimentos em suspensão. Em geral, conforme a figura 130, a C_{ss} posicionou-se acima dos valores de vazão em ambos os períodos sazonais, com exceção dos pontos P2JJ, P2JM e P4 no período de cheia (Fig. 130).

Figura 130 – Demonstração da relação Vazão x C_{ss} , por ponto e período sazonal - 2011.



O maior valor de C_{ss} foi observado no ponto P1MS, no período de cheia, em razão da intensidade das chuvas aliada à atividade agropecuária, que aumenta o

desprendimento de partículas do solo que são carregadas para o leito dos rios e igarapés. Após esse ponto, observa-se declínio dos valores, o que ocorre concomitantemente aos dados de vazão, porém, mantendo-se a taxas praticamente constantes no restante dos pontos. Esse comportamento demonstra a contribuição dos afluentes para o aporte de sedimentos no igarapé principal, permitindo que o Igarapé Judia apresente um gradiente de C_{ss} definido ao longo do canal.

No período chuvoso do ano de 2011, diferentemente do de 2010, observou-se maiores taxas de C_{ss} , possivelmente, por interferências externas aliadas às características de precipitações mais intensas daquele ano na região, o que deve ter interferido nas taxas de erosividade e elevado a carga de sedimentos em suspensão.

6. CONSIDERAÇÕES FINAIS

Com o desenvolvimento da pesquisa, foi dado um passo fundamental para o conhecimento científico da área de estudo. Isto, porque estudos mais aprofundados no que se refere à dinâmica e aos efeitos do uso e ocupação das bacias de drenagem e que promovem a recarga de grandes rios da região são escassos, não somente no sudoeste amazônico, mas também em grande parte da Amazônia Legal.

Inicialmente, foi realizada a atualização da base hidrográfica da bacia do Igarapé Judia que, até então, possuía um formato que remontava à década de 1970, por ocasião das pesquisas no âmbito do projeto RADAMBRASIL na região. A atualização da base foi considerada como de grande importância para a compreensão da atual configuração da bacia, possibilitando identificar igarapés que na base antiga não eram identificados e de outros que não mais existiam.

Esse procedimento poderá servir para ações futuras no âmbito da bacia, em se tratando de planejamento e gestão dos recursos hídricos, sugerindo-se que, futuramente, tal atividade de reconstrução das bases hidrográficas seja realizada para todo o território acreano, diminuindo as incertezas da atuação antrópica e aumentando a precisão quanto às intervenções em âmbito regional, já que a bacia hidrográfica é considerada, há muito, como uma unidade de planejamento e gestão dos recursos naturais.

A análise morfométrica demonstrou características que denotam a intervenção antrópica. A comparação entre o valor de Densidade Hidrográfica ($0,69 \text{ canais/km}^2$) com a Densidade de Drenagem ($1,00 \text{ km/km}^2$) indica que, aparentemente, a rede de drenagem também esteja apresentando modificações advindas da atuação humana, cujos efeitos são observados ao longo dos canais, com ênfase para os processos erosivos desencadeados intra e extra canal fluvial.

Variáveis como amplitude altimétrica (Hm), relação de relevo (Rr) e índice de rugosidade (Ir) indicam tratar-se de bacia de relevo plano constituído, em grande parte, por vertentes de baixa declividade e pouco extensas, fatores estes que interferem no escoamento superficial da água de chuva, nos processos de infiltração e na difusão de processos erosivos. Desse modo, acredita-se que as atividades antrópicas coadunam-se com os processos atuantes na elaboração das formas de relevo, fazendo com que a dinâmica de saída de sedimentos da bacia não seja resultante tão somente da influência deste último fator.

Portanto, parte significativa das várias transformações identificadas na dinâmica superficial e subsuperficial da Bacia do Igarapé Judia neste estudo, podem ter suas causas associadas ao tipo de uso e ocupação atual da terra. Quanto ao tipo de uso e ocupação da terra a bacia possuía uma cobertura de 62,58% de pastagem no ano de 2010, podendo chegar, segundo resultados de projeção deste estudo a 63,80% em 2016, caso não seja contido o desmatamento na região. A previsão para as décadas de 1996-2006 e 2006 e 2016 é a de que haverá um decréscimo das áreas de floresta da ordem de 11,01%, e acréscimo 2,43%. das áreas de pastagem. A pesquisa realizada, constatou que a retirada da floresta para a formação de pastagens pode ser um dos principais motivos para as alterações na rede de drenagem, seguido do processo de urbanização e consolidação de pequenas propriedades que começam a adentrar no setor mais rural da bacia.

A formação de barragens para construção de açudes visando a dessedentação de animais, bem como aspectos de compactação dos solos e dificuldades de infiltração produzem efeitos desastrosos ao sistema hídrico. Um dos efeitos é o desencadeamento de processos erosivos nas cabeceiras de drenagem, promovendo o assoreamento de nascentes e redução do nível das águas à jusante; outros efeitos, como a maior perda da água da chuva para o escoamento superficial (*runoff*) promove rápidos picos de inundação e longos ciclos de seca pela diminuição da capacidade de recarga dos aquíferos.

Esses resultados podem ser restritos à situação da bacia estudada. Como as pesquisas que indiquem perda de água e sedimentos por processos de escoamento no sudoeste amazônico ainda são escassas, é possível que a situação estudada reflita as transformações que estão em curso na região, uma vez que esta tem experimentado, ao longo das últimas quatro décadas, intensas e rápidas transformações na cobertura e uso da terra.

Corroborando os efeitos das áreas de pastagem sobre as perdas de água e sedimentos, foi possível constatar evidências desse processo. Foi também demonstrado que as pastagens, ao contrário do que em geral é indicado pela literatura, embora apresentem maior perda de água por escoamento superficial das água de chuva, não conta com altas taxas de erosão. De fato, os dados indicam que a maior produção de sedimentos ocorre nas áreas de floresta, desencadeada pela maior intensidade pluviométrica nesses fragmentos de floresta, associada às características de baixa compactação dos solos e à atividade de revolvimento dos solos pela mesofauna.

Portanto, em comparação com as florestas, as áreas de pastagem apresentaram maiores valores de perda de água por escoamento superficial, o que não é traduzido em maior

competência de erosão e transporte do solo. É possível que isto esteja atrelado à menor infiltração de água em área de pastagem, estimulada pela menor porosidade do solo e maior compactação em relação à floresta, promovendo maior *runoff*. O fato de ocorrer mais erosão nos fragmentos de floresta parece estar associado ao fato de que as gramíneas tendem a reter as partículas em transporte, especialmente atrás dos tufos, o que promove a retenção das mesmas ao longo da vertente, como apontado em estudos realizados em Gouveia, MG. Com a retirada da floresta para a formação de pastagens na região é possível que haja uma maior predisposição dos igarapés ao aumento dos picos de inundação alimentadas pelo maior escoamento e que, com o *continuum* do processo de desmatamento, vislumbra-se maiores dificuldades para a recarga dos aquíferos, notadamente das bacias de cabeceira, o que poderá reduzir drasticamente os níveis de água nos mananciais.

Esses processos podem estar ocorrendo em toda bacia do rio Acre, que ao longo dos anos vem apresentando ciclos de seca intensas seguidas de grandes inundações, possivelmente em razão da baixa capacidade de infiltração e retenção da água nos solos. Recomenda-se, portanto, o prosseguimento das pesquisas e monitoramento, de maneira a ampliar a rede de amostragem com parcelas experimentais para toda a bacia do rio Acre, no intuito de comprovar o real efeito das áreas de pastagens sobre a quantidade de água disponível, como foi observado na presente pesquisa.

O fato de haver predomínio de pastagem na bacia pode estar associado às condições geomorfopedológicas da área, que apresenta características que dificultam o desenvolvimento, por exemplo, da agricultura em larga escala em função da baixa fertilidade dos solos, que necessitam de correção e práticas de manejo adequadas.

Conforme demonstrado, os sedimentos originados de argilitos, siltitos e arenitos da Formação Solimões indicam a influência do material de origem na composição dos solos que, associados às condições ambientais regionais, caracterizam-se como estruturalmente frágeis, e quimicamente pobres parcialmente em decorrência da maior lixiviação de bases nas áreas de pastagem.

Nesta região, cujas características gerais são de relevo com declividade de moderada a baixa e de condições de alta pluviosidade e temperatura, há intensa lixiviação de nutrientes e sílica. O que resta são resíduos pouco solúveis, composto por material muito intemperizado, com baixa capacidade de reter cátions e, por isso, muito pobres em nutrientes e bastante susceptível a perda por processos erosivos. Essas condições se refletem nos valores

baixos de pH, bem como na soma de bases e na predominância da caulinita, típica de solos muito intemperizados que requerem manejo adequado quanto ao uso e ocupação da terra.

O mineral caulinita foi identificado em todas as amostras de argila analisadas por Difractometria de Raios-X (DRX), cuja composição química não possibilita a presença de cátions como Ca^{2+} , Mg^{2+} , K^{+} e Na^{+} , estes que tendem a ser rapidamente retirados por lixiviação, tornando-se um agravante quanto a fertilidade dos solos.

A caulinita já havia sido identificada como mineral predominante em pesquisas anteriores realizadas na Amazônia e reflete o alto grau de intemperismo dos solos da região, constatados também pelos baixos valores de Ki (coeficiente de intemperismo) e da soma de bases na área da bacia em pesquisas anteriormente realizadas.

No entanto, constatou-se, ainda, na bacia do Igarapé Judia, a presença de goethita, ilita e quartzo em pequenas proporções, sugerindo uma intemperização incompleta, com material mais jovem, possivelmente oriundo de depósitos fluviais holocênicos, principalmente do médio para o baixo curso da bacia.

A análise por DRX da fração argila demonstrou que os solos da bacia, notadamente quanto às suas características químicas e físicas, carecem de correção por nutrientes básicos e manejo adequado que proporcione maior uso pela agricultura.

O uso e ocupação da terra associado às condições climáticas regionais também influenciaram a disponibilidade dos elementos químicos na água da bacia e na sua qualidade. Nos períodos chuvosos, em razão da alta taxa de lixiviação observou-se o aumento médio da turbidez das águas, a quantidade de sólidos totais e o aumento concomitante de metais pesados, especialmente o Al, Mn e Cu. No período de seca, metais como Fe, Zn e Cr apresentaram maiores concentrações médias, em razão do baixo volume de água nesta época do ano, diminuindo a autodepuração natural dos igarapés.

É importante ressaltar que os metais Fe, Mn, Zn, Cu e Cr apresentaram valores anômalos tanto no período de seca como no período de cheia, com concentrações extremamente elevadas e fora dos padrões estipulados pela legislação ambiental.

Nos setores A e B da bacia do Igarapé Judia, os teores elevados de Fe possivelmente estão ligados ao fato do igarapé drenar áreas cujos solos possuem maior concentração de Fe. O pH abaixo de 7,0 manteve a forma solúvel, mesmo com alta concentração de OD nas amostras de água. No setor C, aparentemente há interferência da urbanização no aumento da concentração deste elemento.

O Mn, embora tenha apresentado valores extremamente elevados, apresentou suas maiores concentrações no período de cheia, quando também ocorre mais lixiviação das áreas fonte desse metal, enquanto na seca, em razão do baixo nível das águas, houve tendência à concentração com valores além do estipulado pela legislação ambiental.

Esses valores elevados de Mn denotam a lixiviação dos solos intemperizados da área, com mobilidade desse metal favorecida com o baixo pH dos solos. No entanto, com base nos dados, é possível afirmar que essas concentrações não provêm somente de causas naturais, havendo também a interferência do uso da terra, com a destinação de efluentes industriais e urbanos para os canais fluviais.

O elemento Zn também demonstrou uma dinâmica de concentração condicionada pelos efeitos do uso da terra em cada setor, com mais lixiviação no período de cheia e maior concentração na água nos períodos de seca. A área rural da bacia, correspondentes aos setores A e B, refletiu as atividades agropastoris e o uso de agroquímicos à base de Zn, apresentando as mais altas concentrações. No setor C a concentração de Zn adveio dos efeitos da urbanização.

As concentrações de Cu não obedeceram a um padrão sazonal definido, no entanto, apresentaram-se altas concentrações, tanto no período da seca como na cheia durante o período de monitoramento.

Os valores extremamente elevados de Cu nas amostras de água podem estar associados aos efeitos do uso e ocupação da terra, em especial na área rural, ocupada por pastagens e agricultura de subsistência onde os habitantes fazem uso de produtos agroquímicos à base de Cu, o que pode ter contribuído para o aumento da concentração desse metal na água.

Em geral, a concentração do Cu nas águas tende a ser baixa devido à sua adsorção nos minerais de argila, nos óxidos de Fe e nos resíduos orgânicos, fato que pode ter ocorrido nos pontos de monitoramento onde não foi observada nenhuma ocorrência deste metal.

O Cr⁺⁶ apresentou grandes concentrações na água, o que pode ser explicado pela presença de óxidos de manganês e matéria orgânica, que podem ter influenciado na disponibilidade e na mobilidade deste elemento. Talvez por isso, os valores tenham sido extremamente elevados na coluna d'água no período de seca, onde a concentração de Mn pode ter favorecido a oxidação desse metal.

A disponibilidade desse metal ficou mais evidente no período de cheia, apresentando o valor máximo de concentração, provavelmente devido a alta solubilização e lixiviação no período de chuvas, conseqüentemente, pela redução dos níveis de pH com quem apresentou correlação forte e negativa ($r = -0,631$).

Os dados analisados demonstraram, claramente, que a concentração desse metal pode estar atrelado ao uso de fertilizantes e à presença de curtumes na área rural, enquanto na área urbana, encontra-se relacionado a estruturas metálicas, uso de corantes e pinturas em geral.

Pesquisas futuras necessitam ser realizadas para acompanhamento do teor desses metais na água da bacia, considerando que a mesma serve para abastecimento humano da cidade de Rio Branco, capital do Estado do Acre, e que o excesso desses elementos em suas águas podem comprometer a saúde dos habitantes.

Quanto aos níveis de qualidade da água da bacia, as características físicas, químicas e bacteriológicas da água da bacia refletiram, da mesma forma, os efeitos do uso e ocupação da terra, confirmando a hipótese inicial. Os setores A e B que representam, respectivamente, o alto e médio curso da bacia, apresentaram comportamento que direciona para a discussão dos tipos de uso predominantes na área: urbano e pastagem no primeiro setor, e pastagem no segundo setor. Já no setor C, as variáveis que representam a qualidade hídrica refletiram os efeitos da urbanização, considerando-se que este setor abrange, em sua maior parte, o núcleo urbano de Rio Branco/AC.

Essas alterações ficaram evidentes, tanto para o grupo de variáveis que são responsáveis pela qualidade da água como pelo grupo de variáveis que representam a carga dissolvida de elementos químicos.

Estatisticamente, algumas variáveis importantes para a alteração das condições naturais dos mananciais (ex.: OD, DBO, NT, PT, Amônia, Zn, Cr, Cu, Fe e ST) não apresentaram diferenças significativas (p -valor $>0,05$) quando comparados as medidas efetuadas nos diferentes períodos sazonais, evidenciando os efeitos dos tipos de uso e ocupação da terra na bacia. Ressalta-se os casos do NT (nitrogênio total) e o PT (fósforo total) que são considerados os “vilões” da poluição das águas que, por apresentarem concentrações sazonais estatisticamente iguais, demonstram intensa pressão antrópica, tanto na área urbana como na rural.

A elevada carga de poluentes destinada para o sistema hídrico nas áreas rurais contou com grande contribuição da atividade pastoril, com a destinação de resíduos e

excrementos de animais bovinos para esses sistemas. É possível, no entanto, que parte do material orgânico natural como a decomposição de folhas e galhos da vegetação, tenha também tido papel no aumento dos registros de poluição em especial no setor B da bacia.

A dinâmica de transferência desses materiais seguiu a mesma tendência de outros elementos, com concentração de poluentes nas águas do Igarapé Judia no período de seca e de cheia. Na seca, em razão do baixo volume de água e, na cheia, através da chegada de matéria orgânica trazida por escoamento das margens dos igarapés, aumentando a carga de sedimentos em suspensão (C_{ss}) e elevando os valores referentes às variáveis que representam a qualidade da água.

O processo de urbanização e a falta de saneamento básico foram fatores determinantes para a contaminação das águas da bacia nos setores que abrangem núcleos urbanos (A e C). Os elementos químicos como NT, PT e Amônia indicam possível contaminação de origem antrópica na forma de destinação de esgoto *in natura* para o sistema hídrico, fato comprovado através da comparação entre o Índice de Antropização (Ia) e o Índice de Qualidade de Água (IQA), que demonstra que a bacia, em geral, detém qualidade de água classificada como “ruim”, chegando a “péssima” na água do exutório.

Portanto, os valores anômalos identificados tanto para os metais pesados quanto para as variáveis de qualidade da água, estão associados aos tipos de uso e ocupação da terra atualmente desenvolvidos. Eles interferem nas características naturais da bacia e produzem efeitos que vão além da contaminação, pois a deterioração identificada atinge aspectos da saúde pública, remetendo à necessidade urgente de investigações futuras.

Dessa forma, a hipótese que norteou a realização desta pesquisa foi confirmada, uma vez que foi possível atribuir, através da análises dos dados e observações, ao recente uso e ocupação da terra as mudanças das condições naturais da bacia do Igarapé Judia, influenciando sua dinâmica hidroecogeomorfológica. Nesse sentido, é importante reafirmar que a bacia necessita de intervenções rápidas e diretas visando a manutenção da integridade do seu meio ambiente, especialmente se esta continuar a ser utilizada como fonte e provedora de água potável.

A temática e metodologia desenvolvidas nesta pesquisa são, portanto, essenciais para que as condições hidroecogeomorfológicas de outras bacias da região amazônica sejam conhecidas, especialmente nos dias atuais, considerando-se o avanço dos núcleos urbanos sobre a floresta, através do desmatamento de áreas prioritárias para conservação. Este fato demonstra a grande responsabilidade da academia no sentido de se

antecipar aos processos de degradação da natureza, fornecendo uma base de conhecimentos que possa munir o gestor público de dados suficientes para a elaboração de políticas públicas regionais.

Os resultados atingidos incluem não só uma relevante contribuição ao conhecimento científico da dinâmica regional, mas, também, insere o conhecimento geográfico como propulsor de uma nova forma de perceber as mudanças ambientais, saindo de uma análise horizontalizada da paisagem amazônica, onde tudo é “verde” e “puro”, para uma análise mais verticalizada, onde as reais alterações ambientais sejam verdadeiramente estudadas.

Conclui-se, por fim, que esta pesquisa se apresenta como estudo-piloto que permitirá identificar semelhantes situações em outras bacias da região, com a aplicação de bases científicas e metodológicas aqui apresentadas, capazes de identificar e analisar a dinâmica natural e, assim, promover o desenvolvimento regional paralelo à conservação dos recursos naturais desta parte da Amazônia.

7. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- AB'SABER, A.N. **Um conceito de Geomorfologia a Serviço das Pesquisas sobre o Quaternário**. São Paulo: Universidade de São Paulo/Instituto de Geografia, 1969. (Geomorfologia, 18).
- ACCIOLY, A.M.A, SIQUEIRA, J.O. Contaminação química e biorremediação do solo. In: **Tópicos em Ciência do Solo**. Viçosa: Sociedade Brasileira de Ciência do Solo, v.1, 2000, 352 p.
- ACRE, Estado do. Programa Estadual de Zoneamento Ecológico-Econômico do Estado do Acre. **Zoneamento ecológico-econômico: recursos naturais e meio ambiente - documento final - v. 1**. Rio Branco: SECTMA, 2000.
- ALLAN, J.D. **Stream Ecology: structure and function of running waters**. Chapman & Hall, London, 1995.
- ALLEGRETTI, M.H. Reservas Extrativistas: parâmetros para uma política de desenvolvimento sustentável na Amazônia. **Revista Brasileira de Geografia**, Rio de Janeiro, v.1, nº 54, jan./mar., 1992.
- ALLEONI, L.R.F., CAMARGO, O.A., CASAGRANDE, J.C., SOARES, M.R. Química dos solos altamente intemperizados. In: MELO, V.F.; ALLEONI, L.R.F. (Eds.). **Química e mineralogia do solo**. Viçosa, MG: SBCS, 2009.
- ALMEIDA, J.S. **Influência do regime hidrológico sobre algumas variáveis limnológicas em um lago da planície de inundação do rio Acre (lago Amapá, Acre, Brasil)**. Dissertação (Mestrado em Ecologia e Manejo de Recursos Naturais). Universidade Federal do Acre, 2000.
- AMARAL, E.F., SILVA, J.R.T., TAVARES, A.T. Influência da cobertura vegetal na fertilidade do solo em diferentes ecossistemas de pastagens. **Cadernos UFAC**, v. 3, nº 3, p. 109-127, 1995.
- AMARAL, E.F. **Ambientes, com ênfase nos solos e indicadores ao uso agroflorestal das bacias dos rios Acre e Iaco, Acre, Brasil**. Dissertação (Mestrado em Solos e Nutrição de Plantas). Universidade Federal de Viçosa. UFV: MG, 2003.
- AMERICAN PUBLIC HEALTH ASSOCIATION (APHA). **Standard methods for the examination of water and wastewater**. 14^a ed. Washington, 1975.
- _____. **Standard methods for the examination of water and wastewater**. 18^a ed. Washington, 1992.
- _____. **Standard methods for the examination of water and wastewater**. 19^a ed. Washington, 1995.
- _____. **Standard methods for the examination of water and wastewater**. 20^a ed. Washington, 1998.

ARAÚJO, E.A., LANI, J.L., AMARAL, E.F. Efeitos da dinâmica de uso da terra sobre os estoques de carbono e nutrientes em Argissolo Amarelo na Amazônia Ocidental. In: **Anais do CONGRESSO BRASILEIRO DE SISTEMAS AGROFLORESTAIS**, 3, 2000. Manaus/AM. Manaus: CPAA, 2000, p. 162-164.

ARAÚJO, E.A., AMARAL, E.F., WADT, P.G.S., LANI, J.L. Aspectos gerais dos solos do Acre com ênfase ao manejo sustentável. In: WADT, P.G.S. (Ed.) **Manejo do solo e recomendação de adubação para o Estado do Acre**. Rio Branco: EMBRAPA/AC, 2005.

AUGUSTIN, C.H.R.R. **A preliminary integrated survey of the natural resources near Alcantarilla, Southeast Spain**. Dissertação (Master of Science) – University of Sheffield, Inglaterra, 1979.

AYOADE, J.O. **Introdução à climatologia para os trópicos**. Rio de Janeiro: Bertrand Brasil, 1998.

BACCARO, C.A.D. Processos erosivos no Domínio do Cerrado. In: GUERRA, A.J.T.; SILVA, A.S.; BOTELHO, R.G.M. **Erosão e Conservação dos Solos**. Rio de Janeiro: Bertrand Brasil, 1999.

BAIRD, C., CANN, M. **Química Ambiental**. 4ª ed. Porto Alegre: Bookman, 2011.

BARBOSA, V.C.C. **Análise dos processos de erosão laminar e em ravina sob diferentes condições de cobertura do solo e micro-topografia, na bacia do córrego do Quebra, Gouveia/MG: um ensaio sobre o método de medida da micro-topografia aplicado ao estudo do processo erosivo**. (Dissertação de Mestrado). Universidade Federal de Minas Gerais: IGC, 2004.

BARBOSA, V.C.C., AUGUSTIN, C.H.R.R. Estudo preliminar de micro-formas e da cobertura vegetal na geração de runoff e perda de solo em vertente do município de Gouveia, MG. **Geonomos**, v. 8, n.º 2, p. 1-7, 2000.

BARTLETT, R.J., JAMES, B.R. Behavior of chromium in soils. III. Oxidation. **Journal of Environmental Quality**, Madison, v. 8, n.º 11, p. 31-35, 1979.

BELTRAME, A.V. **Diagnóstico do Meio Físico de bacias hidrográficas: modelo e aplicação**. Florianópolis: Ed. da UFSC, 1994.

BERTONI, J., LOMBARDI NETO, F. **Conservação do solo**. 6ª ed. São Paulo: Ícone, 2008.

BEVEN, K., KIRKBY, M.J. **Channel network hydrology**. New York: John Wiley & Sons, 1993.

BLOOM, A.L. **Superfície da Terra**. São Paulo: Edgard Blücher, 1970.

BRASIL. Ministério do Meio Ambiente. **Lei Federal nº4.771/65**, institui o Código Florestal brasileiro, 1965.

_____. Ministério das Minas e Energia. Departamento Nacional da Produção Mineral. Projeto RADAMBRASIL. Folha SC 19 – **Rio Branco**: geologia, geomorfologia, solos, vegetação, uso potencial da terra. Rio de Janeiro: Projeto RADAMBRASIL: Levantamento de recursos naturais, v. 15, 1976a.

_____. Ministério das Minas e Energia. Departamento Nacional da Produção Mineral. Projeto RADAMBRASIL. Folha SA 21 – **Santarém**: geologia, geomorfologia, solos, vegetação, uso potencial da terra. Rio de Janeiro: Projeto RADAMBRASIL: Levantamento de recursos naturais, v. 10, 1976b.

_____. Ministério das Minas e Energia. Departamento Nacional da Produção Mineral. Projeto RADAMBRASIL. Folha SB 19 – **Juruá**: geologia, geomorfologia, solos, vegetação, uso potencial da terra. Rio de Janeiro: Projeto RADAMBRASIL: Levantamento de recursos naturais, v. 15, 1977.

_____. Ministério das Minas e Energia. Departamento Nacional da Produção Mineral. Projeto RADAMBRASIL. Folha SA 20 – **Manaus**: geologia, geomorfologia, solos, vegetação, uso potencial da terra. Rio de Janeiro: Projeto RADAMBRASIL: Levantamento de recursos naturais, v. 18, 1978.

_____. **Lei Federal nº 9.433, de 08 de janeiro de 1997**, institui a Política Nacional de Recursos Hídricos. Brasília, 1997.

_____. Ministério do Meio Ambiente. Conselho Nacional do Meio Ambiente - CONAMA. **Resolução nº 357, de 17 de Março de 2005**. Brasília: CONAMA, 2005.

_____. Ministério da Saúde. **Portaria nº 518, de 25 de março de 2004**. Brasília: Ministério da Saúde, 2004.

_____. Ministério da Integração Nacional. **Projeto de Integração do Rio São Francisco com Bacias Hidrográficas do Nordeste Setentrional**: Consolidação dos estudos ambientais. IBAMA/DF, 2007.

BRINKMAN, R. Ferrollysis, a hidromorphic soil formig process. **Geoderma**, v.3, p.199-206, 1970.

BROOKS, K.N., FFOLLIOTT, P.F., GREGERSEN, H.M., THAMES, J.L. **Hydrology and the management of watersheds**. Ames: Iowa State University Press, 1991.

CALDERANO, S.B., CARVALHO FILHO, A., GREGORIS, G. Mineralogia da fração da argila dos solos da IX Reunião Brasileira de Classificação e Correlação de Solos no estado do Acre. In: 9ª **REUNIÃO BRASILEIRA DE CLASSIFICAÇÃO E CORRELAÇÃO DE SOLOS**. Rio Branco, Acre: SBSC, 2010.

CAMPBELL, J.B. **Introduction to remote sensing**. New York: The Guilford Press, 1987. 551 p.

CASSOL, E.A., LIMA, V.S. Erosão em entressulcos sob diferentes tipos de preparo e manejo do solo. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, Brasília, v.38, nº 1, p.117-124, 2003.

CASTILHOS, D.D., COSTA, C.N., PASSIANOTO, C.C., LIMA, A.C.R., LIMA, C.L.R., MULLER, V. Adição de cromo hexavalente no crescimento, nodulação e absorção de nutrientes em soja. **Ciência Rural**, v. 31, nº 6, p. 969 – 972, 2001.

CETESB – Companhia de Tecnologia de Saneamento Ambiental do Estado de São Paulo. **Qualidade das águas interiores no estado de São Paulo**. Disponível em: <<http://www.cetesb.sp.gov.br/userfiles/file/agua/aguas-superficiais/variaveis.pdf>> Acesso em: 02 jan. 2011.

CETESB – Companhia de Tecnologia de Saneamento Ambiental do Estado de São Paulo. **Índice de qualidade de água (IQA)**. Disponível em: <<http://www.cetesb.sp.gov.br/userfiles/file/agua/aguas...>> Acesso em: 04 mar. 2012.

CHAPMAN, S.L., HORN, M.E. Parent material uniformity and origin of silt soils in northwest Arkansas based on zirconium-titanium contents. **Soil Science Society of American Proceedings**, v. 32, nº. 2, p. 265-271, 1968.

CHORLEY, R.J. **Geomorphology and the general systems theory**. U.S. Geol. Survey Prof. Paper, 500-B: 10 p., 1962.

CHORLEY, R.J., KENNEDY, B.A. **Physical Geography: a system approach**. London: Methuen & Co. Ltd., 1971.

CHORLEY, R.J., SCHUMM, S.A., SUGDEN, D.E. **Geomorphology**. London: Methuen & Co. Ltd., 1984.

CHOW, V.T., MAIDMENT, D.R., MAYS, L.W. **Applied Hydrology**. New York: McGraw-Hill Book Company, 1988.

CHRISTOFOLLETI, A. **Análise morfométrica das bacias hidrográficas do Planalto de Poços de Caldas (MG)**. Tese (Livre-Docência). Faculdade de Filosofia, Ciências e Letras. São Paulo: Rio Claro, 1970.

CHRISTOFOLLETI, A. **Geomorfologia**. 2ª ed. São Paulo: Edgar Blucher, 1980.

COELHO NETTO, A.L. **Hidrologia de Encosta na interface com a Geomorfologia**. In: GUERRA, A.T. e CUNHA, S.B. (orgs.). **Geomorfologia: uma atualização de bases e conceitos**. Rio de Janeiro: Bertrand Brasil, 2001.

COELHO, M.R., LUMBRERAS, J.F., SANTOS, H.G., DART, R.O., LIMA, J.A.S. Atributos químicos e granulometria dos solos da IX Reunião Brasileira de Classificação e Correlação de Solos do Estado do Acre: Um enfoque pedológico. In: 9ª **REUNIÃO BRASILEIRA DE CLASSIFICAÇÃO E CORRELAÇÃO DE SOLOS**. Rio Branco, Acre: SBSC, 2010.

COLLARES, E.G. **Avaliação de Alterações em Redes de Drenagem de Microbacias como Subsídio ao Zoneamento Geoambiental de Bacias Hidrográficas: Aplicação na Bacia Hidrográfica do Rio Capivari – SP**. 2000. Tese de Doutorado em Geotecnia. São Carlos: Universidade de São Paulo, 2000.

- CORDEIRO, D.G., BATISTA, E.M., AMARAL, E.F. **Utilização do Equipamento Penetrômetro de Cone para Identificação dos Níveis de Compactação do Solo**. Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária: CPAF/Acre. Instruções Técnicas nº 15, dez. 1998.
- CORNU, S., LUCAS, Y., AMBROSI, P., DESJARDINS, T. Transfer of dissolved Al, Fe and Si in two Amazonian Forest environments in Brazil. **Eur. J. Soil Sci.**, v. 49, p. 377-384, 1998.
- CRUZ, M.B.C., RAMOS NETO, A. Colonização e a situação fundiária do Acre. In: **Anais do 1º Seminário Agropecuário do Acre**. Rio Branco: EMBRAPA, 1983, p. 35- 78.
- CUNHA, S.B., GUERRA, A.J.T. (Orgs.). **Geomorfologia: exercícios, técnicas e aplicações**. Rio de Janeiro, Bertrand Brasil, 1996.
- CURI, N., FRANZMEIER, D.P. Toposequence of Oxisols from the Central Plateau of Brazil. **Soil Sci. Soc. Am. J.**, v. 48, p. 341-346, 1984.
- DE PLOEY, J., GABRIELS, D. Medición de la pérdida del suelo y estudios experimentales. In: KIRKBY, M.J., MORGAN, R.P.C. **Erosión de suelos**. México: Editorial Limusa, 1980.
- DEMATTÊ, J.L.I., DEMATTÊ, J.A.M. Comparações entre as propriedades químicas de solos das regiões da floresta amazônica e do cerrado do Brasil central. **Scientia Agrícola**, v. 50, nº 2, p. 272-286, 1993.
- DEMATTÊ, J.L.I., HOLOWAYCHUCK, N. Solos da região de São Pedro, Estado de São Paulo, II. Mineralogia. **R. Bras. Ci. Solo**, v. 1, p. 99-103, 1977.
- DUARTE, C.C., GALVÍNCIO, J.D., CORRÊA, A.C.B., ARAÚJO, M.S.B. Análise Fisiográfica da bacia hidrográfica do rio Tapacurá- PE. **Revista de Geografia**. Recife: UFPE – DCG/NAPA, v. 24, nº 2, p. 50-64, 2007.
- DUNNE, T. Fields Study of hillslope flow processes. In: KIRKBY, M.J. (ed.) **Hillslope Hydrology**. John Willey & Sons, 1978.
- DUNNE, T. Relation of field studies and modeling in the prediction of storm runoff. **J. Hydrology.**, Amsterdam, v. 65, p. 25-48, 1983.
- DUNNE, T., LEOPOLD, L. B. **Water Environmental Planning**. W. H. Freeman & Company, San Francisco, 1978.
- DUNNE, T., AGEE, J., BEISSINGER, S., DIETRICH, W., GRAY, D., POWER, M., RESH, V., RODRIGUES, K. **A scientific basis for the prediction of cumulative watershed effects**. The University of California Committee on Cumulative Watershed Effects: University of California Wildland Resource Center, Report nº. 46, June 2001.
- DYNIA, J.F., CAMARGO, O.A. Retenção de nitrato num solo de carga variável, influenciada por adubação fosfatada e calagem. **Pesq. Agropec. Bras.** v. 34, p. 141-144, 1999.

ELTZ, F.L.F., CASSOL, E.A., SCOPEL, I., GUERRA, M. Perdas de solo e água por erosão em diferentes sistemas de manejo e coberturas vegetais em solo laterítico Bruno – avermelhado distrófico (São Jerônimo) sob chuva natural. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, São Paulo:Campinas, v. 8, nº 1, p.117- 125, 1984.

EMBRAPA – Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária. **Manual de métodos de análises de solo**. 2ª ed. Rio de Janeiro: Ministério da Agricultura e do Abastecimento, 1997.

_____. Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária. **Sistema Brasileiro de Classificação de Solos**. 2.ed. Rio de Janeiro: EMBRAPA Solos, 2006.

_____. Empresa Brasileira de Pesquisa e Agropecuária. **Zoneamento Legal da APA de Descalvado**. Disponível em: <<http://www.apadescalvado.cnpm.embrapa.br...>>/Acesso: 01 mai. 2009.

ESTEVES, F.A. **Fundamentos de Limnologia**. 2ª ed., Rio de Janeiro: Interciência, 1998.

FALESI, I.C. O solo na Amazônia e sua relação com a definição de sistemas de produção agrícola. In: Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária (EMBRAPA). **Reunião do grupo interdisciplinar de trabalho sobre Diretrizes de Pesquisa Agrícola para a Amazônia (Trópico Úmido)**, v. 1, EMBRAPA: Brasília, 1974.

FALESI, I.C. **Ecossistema de Pastagem Cultivada na Amazônia Brasileira**. Belém: Centro de Pesquisa Agropecuária do Trópico Úmido (CPATU), Boletim Técnico nº 1, 1976.

FEARNSIDE, P.M. Os efeitos das pastagens sobre a fertilidade do solo na Amazônia brasileira: conseqüências para a sustentabilidade de produção bovina. **Acta Amazonica**, v. 10, p. 119-132, 1980.

FERNANDES, N.F., COELHO NETO, A.L., DEUS, C.E. Monitoramento dos fluxos d'água no solo: instrumentação alternativa. In: **Anais do III Simpósio de Geografia Física Aplicada**. Nova Friburgo – Rio Grande do Sul: UFRGS, 1989.

FERREIRA, M.M., FERNANDES, B., CURTI, N. Mineralogia da fração argila e estrutura de latossolos da Região Sudeste do Brasil. **R. Bras. Ci. Solo**, v. 23, p. 507-514, 1999.

FITTKAU, E.J., IRMLER, U., JUNK, W.J., REISS, F., SCHMIDT, G.W. Productivity, biomass, and population dynamics in Amazonian water bodies. In: GOLLEY, F.B., MEDINA, E. (eds.). **Tropical Ecology Systems. Trends in terrestrial and aquatic research**. New York: Springer Verlag, 1975.

FLORENZANO, T.G. **Geomorfologia: conceitos e tecnologias atuais**. São Paulo: Oficina de Textos, 2008.

FONTES, A. **Descentralização e Consórcios Intermunicipais**. Revista de Administração Municipal. v. 46, nº 231, p. 9-12, set/out., 2001.

FRAILEY, C., LAVINA, E., RANCY, A., SOUZA FILHO, J. A proposed Pleistocene-Holocene lake in the Amazon basin and its significance to Amazonian geology and biogeography. **Acta Amazónica**, v. 18, nºs 3-4, p. 119-143, 1988.

FUJISAKA, S., BELL, W., THOMAS, N., HURTADO, L., CRAWFORD, E. Slash-and-burn agriculture, conversion to pasture, and deforestation in two Brazilian Amazon Colonies. **Agriculture, Ecosystems and Environment**, v. 59, n°s 1-2, p. 115-130, 1996.

FUJISAKA, S., WHITE, D. Pasture or permanent crops after slash-and-burn cultivation? Land-use choice in three Amazon Colonies. **Agroforestry Systems**. v. 42, n° 1, p. 45-59, 1998.

FURTADO, C.M. **Caracterização limnológica e avaliação da qualidade da água de um trecho urbano do Rio Acre, Rio Branco-Ac, Brasil**. Dissertação (Mestrado em Ecologia e Manejo de Recursos Naturais) – Pró-Reitoria de Pesquisa e Pós-Graduação. Rio Branco-Ac: Universidade Federal do Acre, 2005.

GALVÍNCIO, J.D., SOUSA, F., SHIRINIVASAN, V.S. Análise do relevo da bacia hidrográfica do açude Epitácio Pessoa. **Revista de Geografia**, v. 23, n° 1, p. 56-71, 2006.

GAMA, J.R.N.F. **Caracterização e formação de solos com argila de atividade alta do Estado do Acre**. Dissertação (Mestrado em Ciência do Solo). Itaguaí: Universidade Federal Rural do Rio de Janeiro, 1986.

GAMA, J.R.N.F., KUSABA, T., OTA, T., AMANO, Y. Influência de material vulcânico em alguns solos do Acre. **R. Bras. Ci. Solo**, v. 16, n° 1, p. 103-106, 1992.

GHIDIN, A.A., MELO, V.F., LIMA, V.C., LIMA, J.M.J.C. Topossequências de latossolos originados de rochas basálticas no Paraná: II Influência dos minerais da fração argila nas propriedades físicas dos solos. **R. Bras. Ci. Solo**, v. 30, p. 307-319, 2006.

GIAROLA, N.F.B., SILVA, A.P., IMHOFF, S. Relações entre propriedades físicas e características de solos na Região Sul do Brasil. **R. Bras. Ci. Solo**, v. 26, p. 885-893, 2002.

GOLLEY, F.B., MCGINNIS, J.T., CLEMENTS, R.G., CHILD, G.I., DUEVER, M.J. **Ciclagem de minerais em um ecossistema de Floreta Tropical Úmida**. Trad. Eurípedes Malavolta. São Paulo: EDUSP, 1978.

GOMES, T. C. A., PAZ, F. C. A., DEDECEK, R. A., FREITAS, P. L., REGO, R. S. **Determinação de perdas de solo e água em diferentes condições de solo e manejo em Rio Branco – AC**. Rio Branco: EMBRAPA: UEPAE, 1990.

GOUDIE, A. S. **Encyclopedia of geomorphology**. London: International Association of Geomorphologists, 2004.

GRAHAM, R.C., WEED, S.B., BOWEN, L.H., BUOL, S.W. Weathering of iron-bearing minerals in soils and saprolite on the North Carolina blue-ridge front: I – Sand-size primary minerals. **Clays and Clay Minerals**, v. 37, p. 19-28, 1989.

GRANT, W.H. Chemical weathering of biotite-plagioclase gneiss. **Clays and Clay Minerals**, v. 12, p. 455-463, 1964.

GREGORY, K.J. **O sistema ambiental – Todos os sistemas participam?** In: A natureza da Geografia Física. Rio de Janeiro: Bertrand Brasil S.A, 1994.

- GREGORY, K.J., WALLING, D.F. **Drainage Basin Form and Process - a Geomorphological Approach**. New York: John-Wiley & Sons, 1973, 456p.
- GUERRA, A.T., GUERRA, A.J.T. **Novo Dicionário Geológico-Geomorfológico**. Rio de Janeiro: Bertrand Brasil, 1997.
- GUERRA, A.T., CUNHA, S.B. (Orgs.) **Geomorfologia: uma atualização de bases e conceitos**. Rio de Janeiro: Bertrand Brasil, 2001.
- HARDY, M. Influence of geogenesis and pedogenesis on clay mineral distribution in northern Vietnan soils. **Soil Science**. v. 156, nº 5, p. 336-345, 1993.
- HORNBERGER, G.M., RAFFENSPERGER, J.P., WIBERG, P.L., ESHLEMAN, K.N. **Elements of Physical Hydrology**. J. Hopkins, 1998. 302 p.
- HORTON, R.E. The role of infiltration in the hydrologic cycle. **Trans. Amer. Geoph. Union**, v. 14, p. 446-460, 1933.
- HORTON, R.E. Erosional development of streams and their drainage basins: hydrophysical approach to quantitative morphology. **Geol. Soc. America Bulletin**. v. 56, p. 275–370, 1945.
- HOUGHTON, R.A. The worldwide extend of land-use change. University of California Press. American Institute of Biological Sciences. **BioScience**. v. 5, nº 44, p. 305- 313, 1994.
- INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA, IBGE. **Geociências: Cartografia**. Disponível em: < <http://www.ibge.br/> >. Acesso em: 22 set. de 2010.
- INSTITUTO DE PESQUISA AGROPECUÁRIA DO NORTE – IPEAN. **Solos da Rodovia Transamazônica – Trecho Itaituba-Rio Branco**. Relatório Preliminar. Belém: IPEAN, 1974.
- JOHAS, R.A.L., CLAESSEN, M.E.C., DURIEZ, M.A.M. **Amorfos: Identificação por diferentes metodologias em alguns solos do Acre**. Rio de Janeiro: EMBRAPA/CNPQ, 1997 (Boletim de Pesquisa, 3).
- JORDAN, C.F. **Nutrient cycling in tropical Forest ecosystems**. Institut of Ecology. University of Georgia-USA, 1985, 190 p.
- JUCHEM, P.A. Técnicas para Avaliação de Impacto Ambiental e Elaboração de Estudo de Impacto Ambiental de Empreendimentos Selecionados - Projetos de Aproveitamento Hidrelétrico. In: **Manual de Avaliação de Impactos Ambientais**. 1ª ed., Curitiba: SUREHMA/ GTZ, 1992.
- KÄMPF, N., KLAMT, E. Mineralogia e gênese de Latossolos (Oxisols) e solos podzólicos da região nordeste do Planalto Sul-riograndense. **R. Bras. Ci. Solo**, v. 2, p. 68-73, 1978.
- KÄMPF, N., CURI, N. Argilominerais em solos brasileiros. In: CURI, N.; MARQUES, J.J.; GUILHERME, L.R.G.; LIMA, J.M.; LOPES, A.S.; ALVAREZ, V. (orgs.). **Tópicos em Ciência do Solo**. v. 3, Viçosa: SBCS, 2003.

KEMPER, K.E., BLOMQUIST, W., DINAIR, A. (Eds.) **Integrated River Basin Management through Decentralization**. Hardcover: Springer, 2007.

KEPPELER, E.C. Comparative study of the zooplankton composition of two lacustrine ecosystems in Southwestern Amazonia. **Rev. Acta Scientiarum**, v. 25, nº 2, p. 467-477, 2003.

KEPPELER, E.C., HARDY, E.R. Estimativa do tamanho das fêmeas com ovos de *Moina minuta* Hansen, 1899 (Cladocera, Crustácea) no lago Amapá, Rio Branco, Estado do Acre, Brasil. **Rev. Acta Scientiarum**, v. 24, nº 2, p. 321-328, 2002.

KEPPELER, E.C., HARDY, E.R. Vertical distribution of zooplankton in the water column of Lago Amapá, Rio Branco, Acre, Brazil. **Rev. Brasileira de Zoologia**, v. 21, nº 2, p. 169-177, 2004.

KEPPELER, E.C., LOPES, M.R.M., LIMA, C.S. Ficoflórula da lagoa Amapá em Rio Branco-Acre, I: Euglenophyceae. **Rev. Bras. Biol.**, v. 59, nº 4, p. 679-686, 1999a.

KEPPELER, E.C., LOPES, M.R.M., LIMA, C.S. Ficoflórula da lagoa Amapá em Rio Branco-Acre, II: Chlorophyta. **Rev. Bras. Biol.**, v. 59, nº 4, p. 687-691, 1999b.

KER, J.C. **Mineralogia, sorção e dessorção de fosfato, magnetização e elementos traço de latossolos do Brasil**. Tese (Doutorado). Universidade Federal de Viçosa: UFV, 1995.

KIMBROUGH, D.E., COHEN, Y., WINER, A.M., CREELMAN, L., MABUNI, C. A critical assessment of chromium in the environment. **Environ. Sci. Technol.**, v. 29, p. 1-46, 1999.

KING, C.A.M. (edit.) **Landforms and geomorphology: concepts and history**. Benchmark papers in geology, nº 28. Pennsylvania: Dowden, Hutchinson & Ross, 1976.

KITAGAWA, Y., MÖLLER, M.R.F. Clay mineralogy of some typical soils in the Brazilian amazon region. **Pesq. Agropec. Bras.**, v. 14, nº 3, p. 201-228, 1979.

KLINGE, H., OHLE, W. Chemical properties of rivers in the Amazonian area in relation to soil condition. **Verh. Internat. Verein. Limnol.**, v. 15, p. 1067-1076, 1964.

KOELLNER, T., SCHOLZ, R.W. Assessment of Land Use Impacts on the Natural Environment. Part 1: An Analytical Framework for Pure Land Occupation and Land Use Change. **The International Journal of Life Cycle Assessment**, v. 12, nº 1, p. 16-23, 2007.

KRONBERG, B., BENCHIMOL, R.E., BIRD, I. Geochemistry of Acre subbasin sediments: window on Ice-Age Amazonia. **Interciência**, v. 16, nº 3, p. 138-141, 1991.

KÜCHLER, I.L., MIEKELEY, N., FOSBERG, B.R.A. Contribution to the Chemical Characterization of Rivers in the Rio Negro Basin, Brazil. **J. Braz. Chem. Soc.**, v. 11, nº 3, p. 286-292, 2000.

LAKATOS, E.M., MARCONI, M.A. **Fundamentos de Metodologia Científica**. São Paulo: Atlas, 1991.

- LATRUBESSE, E.M. (Coord.). **Southwestern Amazonia Paleo-And Neoclimates**. Rio Branco: UFAC/ Laboratório de Geomorfologia e Sedimentologia, 1996. 89p. (Conferência de Campo).
- LEE, D.R., SALLE, G.T. A method of measuring shape. **Geographical Review**, v. 60, p. 555-563, 1970.
- LEMMON, P.E. A spherical densiometer for estimating foresty overstory density. **Forest Science**. v. 2, nº 1, p. 314-320, 1956.
- LEMOS, C.A. **Qualidade da água de uma bacia hidrográfica inserida na reserva da Biosfera da Mata Atlântica, Maquiné, Rio Grande do Sul, Brasil**. Dissertação de Mestrado (Programa de Pós-Graduação em Ecologia). Instituto de Geociências: UFRGS, 2003.
- LEPSCH, I.F. **19 Lições de Pedologia**. São Paulo: Oficina de Textos, 2011.
- LEOPOLD, L.B., WOLMAN, M.G., MILLER, J.P. **Fluvial Processes in Geomorphology**. New York: Dover Publications, 1992.
- LIMA, H.N. **Gênese, química, mineralogia e micromorfologia de solos da Amazônia Ocidental**. Tese (Doutorado). Universidade Federal de Viçosa: UFV, 2001.
- LOMBARDI NETO, F., BERTONI, J. **Tolerância de perdas de terras para solos do Estado de São Paulo**. Campinas: Instituto Agrônômico (Boletim Técnico, 28), 1975.
- LOPES, O.M.N., RODRIGUES, T.E., OLIVEIRA JUNIOR, R.C. **Determinação de perdas de solo, água e nutrientes em latossolo amarelo argiloso do nordeste paraense**. Belém: Embrapa Amazônia Oriental (Boletim de Pesquisa, 19), 1999.
- LOPES, M.R.M., BICUDO, C.E.M. Desmidioflórula de um lago da planície de inundação do rio Acre, estado do Amazonas, Brasil. **Acta Amazônica**, v. 33, nº 2, p. 162-212, 2003.
- LORENA, R.B. **Evolução do uso da terra em porção da Amazônia Ocidental (Acre), com uso de técnicas de detecção de mudanças**. (Dissertação de Mestrado) – São José dos Campos: INPE, 2001.
- LUCAS, Y., LUIZÃO, F.J., CHAUVEL, A., ROUILLER, J., NAHON, D. The relation between biological activity of the rain Forest and mineral composition of soils. **Science**, v. 260, p. 521-523, 1993.
- MACÊDO, J.A.B. **Métodos Laboratoriais de Análises Físico-Químicas e Microbiológicas**. 2ª ed (atualizada e revisada). Belo Horizonte: Conselho Regional de Química-MG, 2003.
- MANCINI, L., FORMICHETTI, P., ANSELMO, A., TANCIONI, L., MARCHINI, S., SORACE, A. Biological quality of running waters in protected areas: the influence of size and land use. Springer: **Biodiversity and Conservation**, nº. 14, p. 351-364, 2005.
- MARCHIORO, E. **Perda de solo por erosão laminar em vertente do município de Gouveia – MG**. Dissertação de Mestrado. IGC/UFMG, Belo Horizonte/MG, 2002.

- MARCHIORO, E., AUGUSTIN, C.H.R.R. Dimensão de parcelas experimentais: influência nas medidas de escoamento superficial e erosão do solo em Gouveia/MG. **Geografias**. Belo Horizonte, v. 3, nº 2, p. 7-16, julho-dezembro de 2007.
- MARGALEF, R. **Limnología**. Barcelona: Omega, 1983.
- MARGALEF, R. **Teoría de los Sistemas Ecológicos**. Universitat de Barcelona: Barcelona, 1991.
- MARTINS, J.S. **Pedogênese de Podzólicos Vermelho-Amarelos do Estado do Acre, Brasil**. Dissertação (Mestrado em Agropecuária Tropical). Belém: Faculdade de Ciências Agrárias do Pará, 1993.
- MATOS, W.O., NÓBREGA, J.A., SOUZA, G.B., NOGUEIRA, A.R.A. Especificação redox de cromo em solo acidentalmente contaminado com solução sulfocrômica. **Química Nova**, 2008, v. 31, nº 6, p. 1450 – 1454.
- McBRIDE, M.B. **Environmental Chemistry of Soils**. New York: Oxford Press, 1994.
- MELLO, N.A. **Gestão em bacias hidrográficas urbanas para superação de comprometimento ambiental**. Boletim Paulista de Geografia – Seção São Paulo – AGB, v. 76, p. 23-66, 1999.
- MELO, V.F., SINGH, B., SCHAEFER, C.E.G.R., NOVAIS, R.F., FONTES, M.P.F. Chemical and mineralogical properties of kaolinite-rich Brazilian soils. **Soil Sci. Soc. Am. J.**, v. 65, p. 1324-1333, 2001.
- MELO, V.F., MOURA, R., TOLEDO, F.H., LIMA, V.C., GHIDIN, A.A. Morfologia de agregados de Latossolos Bruno e Vermelho localizados no estado do Paraná, avaliada por imagens obtidas em escâner. **R. Bras. Ci. Solo**, v. 32, p. 85-99, 2008.
- MELO, V.F., ALLEONI, L.R.F. (Eds.). **Química e mineralogia do solo**. Viçosa, MG: SBCS, 2009.
- MELTON, M.A. An analysis of the among elements of climate, surface properties and geomorphology. **Technical Report**. v. 11, p. 23-41, 1957.
- MENDIONDO, E.M., TUCCI, C.E.M. Escalas Hidrológicas II: Diversidade de Processos na Bacia Vertente. **Revista Brasileira de Recursos Hídricos**, ABRH, v. 2, nº. 1, p. 59-122, 1997.
- MESA, L.M. Morphometric analysis of a subtropical Andean basin (Tucumán, Argentina). **Environmental Geology**, v. 50, nº 8, p. 1235-1242, 2006.
- MILANI, J.R., CANALI, N.E.O sistema hidrográfico do rio Matinhos: uma análise morfométrica. In. **Revista RA'EGA**. Curitiba/Ed. UFPR, v. 4, 2000, p. 139-152.
- MÖLLER, M.R.F., KITAGAWA, Y. **Mineralogia de argilas em Cambissolos do Sudoeste da Amazônia Brasileira**. Belém: EMBRAPA/CPATU, 1982 (Boletim de Pesquisa, 34).

- MONIZ, A.C., JACKSON, M.L. **Quantitative mineralogical analysis of Brazilian soils derived from basic rocks and state**. Wisconsin, 1967. (Soil Science Report, 212).
- MORISAWA, M. **Streams: their Dynamics and Morphology**. New York: McGraw-Hill Book Co., 1968, 174 p.
- MUTCHLER, C.K., MURPHREE, C.C., MCGREGOR, K.C. Laboratory and Field Plots for Erosion Research. In: LAL, R. **Soil erosion research methods**. Ankeny, Iowa: SWCS and St. Lucie Press, 1994.
- NASCIMENTO, R.A.M., CUNHA, L.H., RAMOS, D.P. Comparações entre o ponto de carga zero (titulação potenciométrica), mineralogia e diversos outros parâmetros, para quatorze perfis de latossolos. In: REUNIÃO DE CLASSIFICAÇÃO, CORRELAÇÃO DE SOLOS E INTERPRETAÇÃO DE APTIDÃO AGRÍCOLA, 3. **Anais**. Rio de Janeiro: Embrapa – SNLCS (Documentos, 12), 1988.
- NASCIMENTO, E.J. **Alterações mineralógicas e distribuição de metais traços em perfis de argissolos desenvolvidos de argilitos e folhelhos na região de Piracicaba-SP**. Tese (Doutorado em Geologia). Universidade Federal de Minas Gerais: Instituto de Geociências, 2007.
- NCRWQCB - North Coast Regional Water Quality Control Board. **Klamath River Mainstem TMDLs Klamath River Mainstem TMDLs**. Tribal/Agency Meeting PowerPoint presentation. Orleans, CA. July 18, 2006.
- NECCHI, O.JR., BRANCO, L.H.Z., BRANCO, C.C.Z. Características limnológicas da bacia do alto rio São Francisco, parque nacional da Serra da Canastra, MG. **Acta Limnol. Bras.** v. 12, p. 91-122, 2000.
- NOVO, E.M.M. Ambientes Fluviais. In: FLORENZANO, T. G. **Geomorfologia: conceitos e tecnologia atuais**. São Paulo: Oficina de Textos, 2008.
- NUNES, J.O.R., ROCHA, P.C. (orgs.) **Geomorfologia: aplicação e metodologias**. São Paulo: Expressão Popular/UNESP, 2008.
- NWADIALO, B.E., LIETZKE, D.A. Mineralogy and weathering of soils in the Tennessee Copper basin. **Soil Sci.**, v. 147, p. 162-173, 1989.
- OLIVEIRA, M.R. **Investigação da contaminação por metais pesados da água e do sedimento de corrente nas margens do rio São Francisco e tributários, a jusante da represa da CEMIG, no município de Três Marias, Minas Gerais**. Tese de Doutorado. Programa de Pós-Graduação em Geologia. Universidade Federal de Minas Gerais: Instituto de Geociências, 2007.
- PAIVA, E.M.C. **Evolução de processo erosivo acelerado em trecho do Arroio Vacacai Mirim**. Revista Brasileira de Recursos Hídricos, Porto Alegre, v.6, nº 2, p.129-135, 2001.
- PATON, T.R. **The formation of soil material**. London: George Allen & Unwin., 1978.
- PAYNE, A.I. **The ecology of tropical lakes e rivers**. New York: Jhon Wiley & Sons, 1986.

PEDROTTI, A., FERREIRA, M.M., CURI, N., SILVA, M.L.N., LIMA, J.M., CARVALHO, R. Relação entre atributos físicos, mineralogia da fração argila e formas de alumínio no solo. **R. Bras. Ci. Solo**, v. 27, p. 1-9, 2003.

PENTEADO, M.M. **Fundamentos de Geomorfologia**. Rio de Janeiro: IBGE, 1983.

PEREIRA, L.C., LOMBARDI NETO, F. **Avaliação da aptidão agrícola das terras: proposta metodológica**. Jaguariúna: EMBRAPA Meio Ambiente, 2004.

PERIAGO, E.L., SOTO, B. Modelling wash load transport of soil in a headwater catchment cultivated by non tillage methods. **Journal of Hydrology**, v. 287, p. 19-33, 2004.

PICCOLO, M.A.M., PINTO, C.A., TEIXEIRA, E.C. Correlação entre sólidos em suspensão, cor e turbidez para a água captada no Rio Jucu - ES. In: **Anais do XX CONGRESSO BRASILEIRO DE ENGENHARIA SANITÁRIA E AMBIENTAL**: Rio de Janeiro, 1999.

PINESE JÚNIOR, J.F., CRUZ, L.M., NOGUEIRA, T.C., RODRIGUES, S.C. Monitoramento de processos erosivos em parcelas experimentais no município de Uberlândia/MG. Uberlândia/MG: **Revista Caminhos de Geografia**, v.10, nº 31, p. 92-108, 2009.

PINHEIRO-DICK, D., SCHWERMANN, U. Características químicas, mineralógicas e morfológicas de microagregados de oxissolos. In: **Anais do CONGRESSO BRASILEIRO DE CIÊNCIA DO SOLO**, 25. 1995, Viçosa, MG: Sociedade Brasileira de Ciência do Solo, p. 262-264, 1995.

PINTO, O.C.B., YAHNER, J.E., ROTH, C.B. Natureza e formação de caulinita em forma de pseudomorfa, em solos de Viçosa, Minas Gerais. **Experientiae**, v. 13, p. 383-421, 1972.

PINTO, L.V.A. **Caracterização física da sub-bacia do Ribeirão Santa Cruz, Lavras, MG, e propostas de recuperação de suas nascentes**. 2003. Dissertação (Mestrado em Engenharia Florestal). Universidade Federal de Lavras: MG, 2003.

PIRES, J.S.R., SANTOS, J.E., DEL PRETTE, M.E. A utilização do conceito de Bacia Hidrográfica para a conservação dos recursos naturais. In: **Bacias Hidrográficas: Teorias e Aplicações**. São Paulo: Editus, 2002, p 17-35.

PREGNOLATO, W., PREGNOLATTO, N.P. (orgs.). **Normas Analíticas do Instituto Adolfo Lutz: Métodos Químicos e Físicos para Análise de Alimentos**. 3ª ed., São Paulo: Instituto Adolfo Lutz, 1985.

REBERTUS, R.A., WEED, S.B., BUOL, S.W. Transformations of biotite to kaolinite during saprolite-soil weathering. **Soil Sci Soc. Am J.**, v. 50, p. 810-819, 1986.

REGO, L.F. de M. **Notas sobre a Geologia do Território do Acre e da Bacia do Javari**. Manaus: Imp. C. Cavalcanti, 1930. 45 p.

REGO, R.S., SOARES, A.F., SANTOS, R.D., GAMA, J.R.N.F., LIMA, A.A.C., SILVA, J.M.L., MARTINS, J.S., SANTOS, P.L., BARRETO, W.O., DURIEZ, M.A.M., JOHAS, R.A.L., ARAÚJO, W.S., BLOISE, R.M., DYNIA, J.F., MOREIRA, G.N.C., PAULA, L.L., FONTES, L.E.F., ANTONELLO, L.L.; RODRIGUES, E.M.; LIMA, T.C. **Levantamento de**

reconhecimento de média intensidade dos solos e avaliação da aptidão agrícola das terras da área do Pólo da Pré-Amazônia Maranhense. Rio de Janeiro: Embrapa-SNLCS (Boletim Técnico, 15), 1982.

RESENDE, M., CURI, N., KER, J.C., REZENDE, S.B. **Mineralogia de solos brasileiros: Interpretação e aplicações.** Lavras: UFLA, 2005.

REZENDE, P. S. **Avaliação da distribuição e mobilidade de elementos traço em sedimentos da Bacia Hidrográfica do Rio São Francisco.** 2009. 97 f. Dissertação (Mestrado) – Universidade Federal de Minas Gerais. Departamento de Química, 2009.

RHOADS, B.L., THORN, C.E. (eds.). **The scientific nature of geomorphology.** New York: John Wiley & Sons Ltd, 1996.

RIBEIRO NETO, M.A. **Caracterização e gênese de uma topossequência de solos do município de Sena Madureira – Acre.** Dissertação (Mestrado em Ciência do Solo). Recife: UFRPE, 2001.

RIGHI, D., TERRIBILE, F., PETIT, S. Pedogenic formation of kaolinite-smectite mixed layers in a soil toposequence developed from basaltic parent material in Sardinha (Italy). **Clays and Clay Minerals**, v. 47, p. 505-514, 1999.

RIOS, L., CALIJURI, M.C. A bacia hidrográfica do Ribeirão do Feijão: Uma proposta de ordenação das sub-bacias através de variáveis limnológicas. **Acta. Limnol. Bras.** v. 7, p. 151-161, 1995.

RODRIGUES, L., BICUDO, D.C. Limnological characteristics comparison in three systems with different hidrodynamic regime in the upper Paraná river floodplain. **Acta Limnol. Bras.** v. 13, nº 1, p. 39-49, 2001.

RODRIGUES, T.E., SILVA, J.M.L., CORDEIRO, D.G., GOMES, T.C.A., CARDOSO JÚNIOR, E.Q. **Caracterização e Classificação dos Solos do Campo Experimental da Embrapa Acre, Rio Branco, Estado do Acre.** Belém: Embrapa Amazônia Oriental (Documentos, 122), 2001.

RODRIGUES, T.E., GAMA, J.R.N.F., SILVA, J.M.L., VALENTE, M.A., SANTOS, E.S., ROLIM, P.A.M. **Caracterização e classificação de Solos do Município de Senador Guimard, Estado do Acre.** Belém: Embrapa Amazônia Oriental (Documentos 166), 2003.

RODRIGUES, T.E., OLIVEIRA JUNIOR, R.C., SILVA, J.M.L., VALENTE, M.A., CAPECHE, C. **Características físico-hídricas dos principais solos da Amazônia Legal. I. Estado do Pará.** Belém: Embrapa SNLCS, 1991.

RODRIGUES, T.E., SILVA, R.C., SILVA, J.M.L., OLIVEIRA JÚNIOR, R.C., GAMA, J.R.N.F., VALENTE, M.A. **Caracterização e classificação dos solos do município de Paragominas, Estado do Pará.** Belém: Embrapa Amazônia Oriental, 2002.

RODRIGUES, T.E., SILVA, B.N.R., FALESÍ, I.C., REIS, R.S., MORIKAWA, I.K., ARAÚJO, J.V. **Solos da rodovia PA-70: trecho Belém- Brasília-Marabá.** Belém: IPEAN (IPEAN, Boletim Técnico, 60), 1974.

- ROSS, J.L.S. **Geomorfologia: Ambiente e Planejamento**. 8 ed. São Paulo: Contexto, (Repensando a Geografia), 2005.
- SALGADO, M.P.G., BATISTA, G.T., DIAS, N.W., TARGA, M.S. Caracterização de uma microbacia por meio de geotecnologias. **Anais... XIV Simpósio Bras. de Sensoriamento Remoto**. Natal: INPE, p. 4837 – 4843, 2009.
- SALOMÃO, F.X.T. Controle e prevenção dos Processos Erosivos. In: GUERRA, A. J. T.; SILVA, A.S., BOTELHO, R.G.M. (orgs). **Erosão e Conservação dos Solos: Conceitos, Temas e Aplicações**. Rio de Janeiro: Bertrand Brasil, 1999.
- SAMMORI, T., YUSOP, Z., KASRAN, B., NOGUCHI, S., TANI, M. Suspended solids discharge from a small forested basin in the humid tropics. **Hydrological Processes**, v. 18, p. 721 –738, 2004.
- SAMPAIO, T.V.M. **Parâmetros morfométricos para melhoria da acurácia do mapeamento da rede de drenagem** – uma proposta baseada na análise da Bacia Hidrográfica do Rio Benevente – ES. Tese (Doutorado em Geografia). Universidade Federal de Minas Gerais. Belo Horizonte: Instituto de Geociências: 2008.
- SÁNCHEZ, L.E. **Avaliação de Impacto Ambiental: conceitos e métodos**. São Paulo: Oficina de Textos, 2006.
- SANTOS, W.L. **O processo de urbanização e impactos ambientais em bacias hidrográficas: o caso do Igarapé Judia-Acre-Brasil**. 165f. 2005. Dissertação (Mestrado em Ecologia e Manejo de Recursos Naturais) – Pró-Reitoria de Pesquisa e Pós-Graduação – Universidade Federal do Acre, Rio Branco, 2005.
- SANTOS, I., FILL, H.D., SUGAI, M.R.V.B., BUBA, H., KISHI, R.T., MARONE, E., LAUTERT, L.F. **Hidrometria Aplicada**. Curitiba: Instituto de Tecnologia para o Desenvolvimento, 2001.
- SANTOS, R.D., LEMOS, R.C., SANTOS, H.G., KER, J.C., ANJOS, L.H.C. **Manual de descrição e coleta de solo no campo**. 5ª Ed. Viçosa: Sociedade Brasileira de Ciência de Solo, 2005.
- SANTOS, C.A., SOBREIRA, F.G., COELHO NETO, A.L. Comportamento hidrológico superficial e erodibilidade dos solos da região de Santo Antônio do Leite, Distrito de Ouro Preto - MG. **Rev. Esc. Minas**, Ouro Preto, v. 55, nº 4, Oct. 2002 . Disponível em: <<http://www.scielo.br/scielo.php?script=sci...>>. Acesso em 11 Jun. 2012.
- SCHULTZ, L.G., SHEPARD, A.O., BLACKMON, P.D., STARKEY, M.C. Mixed-layer kaolinite-montmorillonite from the Yucatan Peninsula, Mexico. **Clays and Clay Minerals**, v. 21, p. 137-150, 1971.
- SCHUMM, S.A. Evolution of drainage systems and slopes in badlands at Perth Amboy. **Geol. Soc. America Bulletin**. v. 67, p. 597-646, 1956,.
- SCHUMM, S.A. **The fluvial systems**. Chichester: John Wiley, 1977.

- SCHUMM, S.A., LICHTY, R.W. Time, space and causality in geomorphology. **American Journal Science**, v. 263, 110-119, 1965.
- SCHWERTMANN, U., KÄMPF, N. Properties of goethite and hematite in kaolinitic soils of Southern and Central Brazil. **J. Soil Sci.**, v. 139, p. 344-350, 1985.
- SEEGER, M., ERREA, M.P., BEGUERÍA, S., ARNÁEZ, J., MARTÍ, C., GARCÍA-RUIZ, J.M. Catchment soil moisture and rainfall characteristic as determinant factor for discharge/suspended sediment hysteretic loops in a small headwater catchment in the Spanish pyrenees. **Journal of Hydrology**, v. 288, p. 299 – 311, 2004.
- SENDACZ, S., COSTA, S.M. Caracterização do Zooplâncton do Rio Acre e Lagos Lua Nova, Novo Andará e Amapá (Amazônia, Brasil). **Revista Brasileira Biologia**, v. 51, p. 463-470, 1991.
- SILVA, J.M.L. **Caracterização e classificação de solos do Terciário no nordeste do Estado do Pará**. (Dissertação de Mestrado). Itaguaí: UFRRJ, 1989.
- SILVA, J.R.T. **Pedologia: uma visão sintética**. Cadernos da Universidade Federal do Acre: UFAC, 1995.
- SILVA, J.R.T. **Solos do Acre: Caracterização Física, Química e Mineralógica e Adsorção de Fosfato**. Tese (Doutorado em Solos e Nutrição de Plantas). Viçosa: UFV, 1999.
- SILVA, F.A.M., BROWN, I.F., AMARAL, E.F. Estudos do impacto do uso da terra sobre os estoques de nutrientes dos solos em diferentes ecossistemas no Acre. In: CONGRESSO BRASILEIRO DE CIÊNCIA DO SOLO, 25, 1995, Viçosa, MG. **Anais...** Sociedade Brasileira de Ciência do Solo, v. 2, p. 619-621, 1995.
- SILVA, M.A.L., CALASONS, C.F., ORALLE, A.R.C., REZENDE, C.E. Dissolved Nitrogen and Phosphorus Dynamics in the Lower portion of the Paraíba do Sul River, Campos dos Goytacazes, RJ, Brazil. **Brazilian Arch. Biol. Tech.** v. 44, nº 4, p. 365-371, 2001.
- SILVA, A.M., SCHULZ, H.E., CAMARGO, P.B. **Erosão e Hidrossedimentologia em Bacias Hidrográficas**. São Carlos: RiMa, 2003.
- SILVA, D.G., MELO, R.F.T., CORRÊA, A.C.B.A. influência da densidade de drenagem na interpretação da evolução geomorfológica do complexo de tanques do município de Brejo da Madre de Deus – Pernambuco, Nordeste do Brasil. **Revista de Geografia**. Recife: UFPE – DCG/NAPA, v. 26, nº 3, p. 294-306, 2009.
- SILVA, M.T. **Efeitos do pulso de inundação sobre a estrutura da comunidade de peixes de um lago de meandro abandonado na Amazônia**. Dissertação (Mestrado em Ecologia e Manejo de Recursos Naturais). Rio Branco-AC: Universidade Federal do Acre, 2010.
- SINGH, B., GILKES, R.J. Properties of soil kaolinites from south-western Australia. **J. Soil Sci.**, v. 43, p. 645-667, 1992.

SMANIOTTO, M. **Análise ambiental de bacias hidrográficas com base na fragmentação da Paisagem: Município de Getúlio Vargas (RS)**. (Dissertação de Mestrado). Programa de Pós-Graduação em Ecologia e Recursos Naturais. São Carlos: UFSCar, 2007.

SMITH, W.S., PETRERE, JR.M. Caracterização limnológica da bacia de drenagem do rio Sorocaba. São Paulo. *Acta Limnol. Bras.* v. 12, p. 15-27, 2000.

SIOLI, H. Hydrochemistry and Geology in the Brazilian Amazon Region. *Amazoniana*, v. 1, nº 3, p. 267-277, 1968.

SIOLI, H. Amazon Tributaries and Drainage Basins, In: **Coupling of Land and Water Systems Ecological Studies 10**. Hasles, A. D. Springer-Verlag, p. 199-212, 1975a.

SIOLI, H. Tropical Rivers as Expressions of Their Terrestrial Environments. In: **Coupling of Land and Water Systems Ecological Studies 10**. Hasles, A. D. Springer-Verlag, p. 275-288, 1975b.

SRODON, J. Synthesis of mixed-layer kaolinite/smectite. *Clays and Clay Minerals*, v. 28, p. 419-424, 1980.

STEINKE, E.T. **Climatologia Fácil**. São Paulo: Oficina de Textos, 2012.

STRAHLER, A.N. Quantitative analysis of watershed geomorphology. *Trans. American Geophysical Union*, nº 38, p. 913-920, 1957.

STRAHLER, A.N. Hypsometric (area-altitude) – analysis of erosion al topography. *Geol. Soc. America Bulletin*, nº 63, p. 1117-1142, 1952.

SUMMERFIELD, M.A. **Global Geomorphology** – An introduction to the study of landforms. Longman Singapore Publishers Ltd. Singapore, 1991.

TAYLOR, G., EGGLETON, R.A. **Regolith geology and geomorphology**. Chichester, England. John Wiley, 2001.

THOMAZ, E.L. Geomorfologia e agrossistemas: indicadores de degradação do solo. In: NUNES, J.O.R., ROCHA, P.C. (Orgs.). **Geomorfologia: aplicação e metodologias**. São Paulo: Expressão Popular: UNESP, Programa de Pós Graduação em Geografia, 2008. p. 33-56.

THORNBUR, M.R. The chemical mobility and transport of elements in the weathering environment. In: BUTT, C.R.M., ZEEGERS, H. (Ed.) **Handbook of exploration geochemistry: regolith exploration geochemistry in tropical and subtropical terrains**. v. 4. Amsterdam, Netherlands: Elsevier Science Publishers B.V., 1992, p. 79-96.

TSUKAMOTO, Y., MINEMATSU, H. Hydrogeomorphological characteristics of a zero-order basin. In: **Erosion and Sedimentation in the Pacific Rim**, Paris: IAHS, nº 165, p. 27-37, 1987.

TUBELIS, A., NASCIMENTO, F.J.L. **Meteorologia descritiva: fundamentos e aplicações brasileiras**. São Paulo: Nobel, 1980.

- TUNDISI, J.G., TUNDISI, T.M. **Limnologia**. São Paulo: Oficina de Textos, 2008.
- UEHARA, G., GILLMAN, G.P. **The mineralogy, chemistry and physics of variable charge soils**. West View Press. Boulder, 1981.
- USEPA - United States Environmental Protection Agency. **Methods for Chemical Analysis of Water and Wastes**. Washington DC, 1983.
- _____. **National Water Quality Inventory**. Washington DC, 2002.
- VALENTE, O.F., GOMES, M.A. **Conservação de Nascentes: Hidrologia e Manejo de Bacias Hidrográficas de Cabeceira**. Viçosa-MG: Aprenda Fácil, 2005.
- VERSTAPPEN, H.T. **Applied Geomorphology: Geomorphological Surveys for Environmental Development**. Netherlands: Elsevier, 1983.
- VESTENA, L.R. **Análise da relação entre a dinâmica de áreas saturadas e o transporte de sedimentos em uma bacia hidrográfica por meio de monitoramento e modelagem**. (Tese de Doutorado) – Universidade Federal de Santa Catarina/UFSC, Florianópolis, 2008.
- VOLK, L.B.S. **Condições físicas da camada superficial do solo resultantes do seu manejo e indicadores de qualidade para redução da erosão hídrica e do escoamento superficial**. Tese de Doutorado em Ciência do Solo. Programa de Pós-Graduação em Ciência do Solo. Faculdade de Agronomia: UFRGS, 2006.
- WADT, P.G.S. **Manejo de solos ácidos do Estado do Acre**. Rio Branco, AC: EMBRAPA-ACRE, 2002. 28 p.
- WARD, R.C. **Principles of Hydrology**. 2ª ed., McGraw-Hill Book Co., 1975, 367 p.
- WATSON, D.A., LAFLEN, J.M. **Soil strength, slope and rainfall intensity effects on interrill erosion**. Transactions of the ASAE, St Joseph, v. 29, nº 1, p. 98-102, 1986.
- WETZEL, R.G. **Limnologia**. Lisboa: Fundação Calouste Gulbenkian, 1993.
- WOLMAN, M.G., MILLER, J.P. Magnitude and frequency of forces in geomorphic process. Chicago: **Journal of Geology**, nº 68, 1960.
- XAVIER, F.V., CUNHA, K.L., SILVEIRA, A., SALOMÃO, F.X.T. Análise da suscetibilidade à erosão laminar na bacia do rio Manso, Chapada dos Guimarães, MT, utilizando sistemas de informações geográficas. **Revista Brasileira de Geomorfologia**, v. 11, nº 2, p. 51-60, 2010.