



Universidade Federal do Rio de Janeiro
Centro de Ciências Matemáticas e da Natureza
Instituto de Geociências
Departamento de Geografia
Programa de Pós-Graduação em Geografia

RAFAELLA LIMA PAIXÃO FONTES

**UTILIZAÇÃO DO $^{210}\text{Pb}_{\text{ex}}$ NA MENSURAÇÃO DA
EROSÃO/DEPOSIÇÃO DOS SOLOS EM ÁREA AGRÍCOLA DE
UMA SUB-BACIA NO NOROESTE FLUMINENSE – RJ**

**Rio de Janeiro
2014**

RAFAELLA LIMA PAIXÃO FONTES

**UTILIZAÇÃO DO $^{210}\text{Pb}_{\text{ex}}$ NA MENSURAÇÃO DA
EROSÃO/DEPOSIÇÃO DOS SOLOS EM ÁREA AGRÍCOLA DE
UMA SUB-BACIA NO NOROESTE FLUMINENSE – RJ**

Dissertação apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Geografia da Universidade Federal do Rio de Janeiro, como requisito parcial para obtenção do título de Mestre em Ciências. Área de Concentração Planejamento e Gestão Ambiental.

Orientador: Prof. Dr. Nelson Ferreira Fernandes

Co-Orientador: Dr. José Marcus de Oliveira Godoy

**Rio de Janeiro
2014**

FONTES, Rafaella Lima Paixão

Utilização do $^{210}\text{Pb}_{\text{ex}}$ da Mensuração da Erosão/Deposição dos Solos em Área Agrícola de uma Sub-Bacia no Noroeste Fluminense – RJ / Rafaella Lima Paixão
Fontes. Rio de Janeiro: UFRJ/IGEO, 2014.

305 f. il.

Dissertação (Mestrado em Geografia. Área de Concentração Planejamento e Gestão Ambiental) – Universidade Federal do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro, 2014. Orientador: Nelson Ferreira Fernandes.

1. Solo. 2. Relação solo-paisagem. 3. Qualidade do solo. 4. Uso sustentável. 5. Dissertação (Mestrado) – UFRJ/IGEO. 6. Orientador.
I. Título.

RAFAELLA LIMA PAIXÃO FONTES

**UTILIZAÇÃO DO $^{210}\text{Pb}_{\text{ex}}$ NA MENSURAÇÃO DA EROÇÃO/DEPOSIÇÃO
DOS SOLOS EM ÁREA AGRÍCOLA DE UMA SUB-BACIA NO NOROESTE
FLUMINENSE – RJ**

Dissertação apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Geografia da Universidade Federal do Rio de Janeiro, como requisito parcial para obtenção do título de Mestre em Ciências. Área de Concentração Planejamento e Gestão Ambiental. Aprovada pela Comissão Examinadora abaixo assinada.

BANCA EXAMINADORA

Prof. Dr. Nelson Ferreira Fernandes
Universidade Federal do Rio de Janeiro (UFRJ) (Orientador)

Prof. Dr. José Marcus de Oliveira Godoy
Pontifícia Universidade Católica (PUC-Rio) (Co-Orientador)

Prof.^a Dra. Telma Mendes da Silva
Universidade Federal do Rio de Janeiro (UFRJ)

Dr. Silvio Barge Bhering
Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária (EMBRAPA Solos)
(Pesquisador)

Rio de Janeiro, 02 de outubro de 2014.

Aos meus pais *Elene Fernandes* e *José Laércio Fontes Filho*.

AGRADECIMENTOS

Ao professor Nelson Ferreira Fernandes, pela orientação, ensinamentos, apoio e consideração ao longo do curso.

Ao pesquisador da Embrapa Solos, Silvio Bhering, pelo apoio logístico em campo, por todo incentivo, análise crítica e orientação nesta pesquisa.

Ao professor José Marcus Godoy (PUC-Rio), pelo apoio nas análises de laboratório e compreensão e discussão dos resultados obtidos. E a equipe do laboratório de análise de água da PUC-Rio, que me ajudou em todas as etapas de análise.

Aos professores Ana Valéria Freire Allemão Bertolino e Luiz Carlos Bertolino pela orientação, ensinamentos e esforço despendido durante os anos iniciais da minha vida acadêmica, que possibilitaram minha chegada até aqui.

Aos companheiros de Laboratório (NEMPHE) e pesquisadores: Patrícia Motta, pelo apoio incondicional, ajuda no campo de coleta das amostras e discussões sobre a pesquisa; Lúcia Silva, João Paulo Araújo, Beatriz Braga, pelo apoio e Marcelo Alvear, pelo apoio e confecção de mapas.

Aos amigos do LABGEO (UERJ/FFP): Bruno Mattos, pelo apoio no campo de coleta das amostras e descrição dos perfis, pela ajuda nas análises laboratoriais de solo; Zenilda Sabino, pela ajuda nas análises laboratoriais de solo; Lorhan Portela e Marcelo Lemes, pela ajuda nas discussões sobre os métodos de medição de erosão.

Ao meu companheiro de vida e pesquisa, Gabriel Merat, por todos os momentos de reflexão e discussão sobre a pesquisa, apoio nos momentos de dúvida e cansaço.

RESUMO

O processo erosivo é de conhecimento geral e vem sendo o foco de diversos estudos, já que a erosão acelerada dos solos e sua degradação é um dos principais problemas ambientais no mundo. O adequado conhecimento desse processo, assim como o desenvolvimento e gestão de programas e técnicas voltadas para o controle da erosão, requer a mensuração e obtenção de dados quantitativos da perda de solo. No entanto, os métodos tradicionalmente utilizados para estimar taxas do processo erosivo possuem limitações relacionadas à sua abrangência espacial e temporal. O uso de radionuclídeos, como o chumbo-210, em excesso ($^{210}\text{Pb}_{\text{ex}}$) tem se mostrado um método alternativo às técnicas comumente utilizadas para documentar taxas de erosão dos solos, capaz de superar algumas das limitações apresentadas pelos métodos convencionais e até agora é uma técnica pouco explorada no Brasil. A sub-bacia do Barro Branco (área de 6 km^2) em São José de Ubá, Região Noroeste do estado do Rio de Janeiro, passou pelo uso intenso do solo nos últimos três séculos, onde a mata atlântica abundante foi substituída por atividades agrícolas diversas, e se destaca pelos problemas decorrentes da erosão hídrica e diminuição da produtividade. Pastos e plantações são comuns na região, assim como, a utilização de métodos convencionais, somados aos solos pouco estruturados, declividades acentuadas e altos índices de precipitações (média anual de $1.171,8 \text{ mm}$). A amostragem da área foi realizada ao longo do transecto (160 m) de uma encosta representativa das principais características encontradas na bacia em estudo no que diz respeito à declividade, tipo e uso do solo. Além disso, a encosta apresenta topo plano com vegetação preservada, proporcionando assim a área de referência para as análises do $^{210}\text{Pb}_{\text{ex}}$. O transecto da encosta foi dividido em três partes, nomeadas de alta (P2), média (P4) e baixa encosta (P6). A alta encosta é uma área de relevo estável com vegetação preservada, enquanto a média e a baixa encosta são áreas destinadas à pastagem, embora já tenham sido utilizadas para o cultivo de tomate. Foram coletadas 190 amostras de até 50 cm , com intervalos de 5 cm , em pontos com uma média de 24 m de separação vertical. Os resultados sugerem que as concentrações de $^{210}\text{Pb}_{\text{ex}}$ se encontram nos primeiros 35 cm de solo, na alta encosta (P2), nos primeiros 25 cm , na média encosta (P4) e nos primeiros 35 cm na baixa encosta (P6). Quando os inventários totais são comparados com a área de referência (P1), o da alta encosta (P2) é $40,36\%$ menor, o da média encosta (P4) é $25,44\%$ menor e o da baixa encosta é $57,48\%$ maior. Sugerindo que existe uma intensa perda de solo na alta e média encosta, enquanto há um processo de deposição ocorrendo na baixa encosta (parte côncava). Finalmente, as taxas de erosão variam de $-23,35$ (baixa encosta) até $23,5$ (alta encosta) $\text{t} \cdot \text{ha}^{-1} \cdot \text{ano}^{-1}$. Esses resultados demonstram que há erosão ocorrendo no topo e deposição no sopé, corroborando com os dados de $^{210}\text{Pb}_{\text{ex}}$.

Palavras-chave: taxas de erosão; distribuição dos sedimentos; radionuclídeo $^{210}\text{Pb}_{\text{ex}}$.

ABSTRACT

The subcatchment of Barro Branco in Sao Jose the Uba region on northwestern Rio de Janeiro state, Brazil, has experienced on the last three centuries severe land use changes, where the original rainforest has been continuously replaced by farming activities. Agriculture and pasture fields are common, in consequence, there is highly degraded hillslopes, where the combination of intense farming, steep slopes, erodible soils, sparse vegetation, fires and downhill soil ploughing favored the increase of surface runoff and soil erosion (sheet wash, rilling and gullying), causing a significant decrease in soil productivity, especially in the last few decades. The average annual precipitation is 1171,8 mm and the drainage area is 6 km². In this study, we assessed the effects on soil erosion using an almost not use technique in Brazil, such as measurement of fallout ²¹⁰Pb_{ex} (a convex-concave 160 m long transect along an abandoned agriculture field from the flat top to the bottom of the hillslope). One hundred ninety bulk core samples were taken to a depth of 50 cm, with 5 cm intervals, on pits with 24 m of separation vertically. The results suggest that most of the ²¹⁰Pb_{ex} is concentrated in the first 35 cm of the soil profile, on the upper slope, in the first 25 cm, on the midslope, and in the first 30 cm, on the bottom slope. When the inventories ²¹⁰Pb_{ex} are compared with the reference site, the upper slope is about 40,46% smaller, the midslope is 25,44% smaller and the bottom slope is 57,48% greater. Suggesting intense soil erosion on the upper and midslope during the last 100 years. On the other way, sediment deposition is suggested by an increment of the ²¹⁰Pb_{ex} inventories at the bottom of the hillslope (concave portion). Finally, the erosion rates vary from -23,35 (bottom slope) to 23,85 (upper slope) t.ha⁻¹.year⁻¹. These results demonstrate the erosion happening on top and the deposition on the bottom and corroborate with the ²¹⁰Pb_{ex} results.

Key words: Erosion processes; sediment distribution; radionuclide ²¹⁰Pb_{ex}.

SUMÁRIO

1 INTRODUÇÃO	13
2 OBJETIVOS	16
3 EMBASAMENTO TEÓRICO	17
3.1 Escalas Espaço-Temporais em Estudos Erosivos	18
3.2 Métodos Alternativos de Mensuração do Processo Erosivo: Radionuclídeos	20
3.2.1 <i>Utilização do ^{210}Pb</i>	21
3.3 Demais Métodos de Mensuração do Processo Erosivo: Métodos Convencionais	27
4 ÁREA DE ESTUDO	34
4.1 Localização da Área de Estudo	34
4.2 Caracterização Geomorfológica	38
4.3 Caracterização Pedológica	39
4.4 Caracterização Climática e Cobertura Vegetal	41
5 MATERIAIS E MÉTODOS	44
5.1 Definição do Transecto de Amostragem	44
5.2 Coleta de Amostras em Campo	45
5.3 Tratamento das Amostras e Análises de Teores de $^{210}\text{Pb}_{\text{ex}}$	50
5.4 Parâmetros Complementares	51
5.4.1 <i>Densidade Aparente (Dap)</i>	51
5.4.2 <i>Análise Granulométrica (percentual de areia, silte e argila)</i>	51
5.4.3 <i>Análise de Carbono Orgânico Total (COT)</i>	52
5.5 Aplicação do Modelo de Conversão	52
6 RESULTADOS E DISCUSSÕES	54
6.1 Distribuição do ^{210}Pb	54
6.2 Distribuição do $^{210}\text{Pb}_{\text{ex}}$ em Profundidade	55
6.3 Parâmetros Complementares e o Comportamento do $^{210}\text{Pb}_{\text{ex}}$ nos Perfis de Solo	61
6.4 Fluxo Anual de Deposição Atmosférica de $^{210}\text{Pb}_{\text{ex}}$ nos Solos	65
6.5 Taxas de Erosão dos Solos a Partir da Aplicação do Modelos de Conversão	66
7 CONCLUSÕES	70

8 REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS 72

Lista de Equações

Equação 1. Densidade Aparente (Dap)	51
Equação 2. Análise de Carbono Orgânico Total (COT)	52
Equação 3. Modelo de Conversão da Taxa de Deposição	52
Equação 4. Média do Fluxo Atmosférico de $^{210}\text{Pb}_{\text{ex}}$	53

Lista de Tabelas

Tabela 1. Inventário total da taxa de redistribuição e concentração do ^{210}Pb em excesso encontrado por Santos (2012) no mesmo transecto utilizado no presente trabalho	27
Tabela 2. Inventário da taxa de erosão encontrado por Santos (2012) no mesmo transecto utilizado no presente trabalho (utilizando a média de densidade aparente do transecto)	27
Tabela 3. Objetivos diferentes requerem escalas diferentes, assim como as descritas pela erosão hídrica (Adaptado de STROOSNIJDER, 2005)	29
Tabela 4. Resumo das potencialidades e limitações das parcelas de erosão para medição de erosão em relação às características dos ecossistemas (BOIX-FAYOS <i>et al.</i> , 2006)	31
Tabela 5. Valores de taxas de erosão para a alta encosta (P2), média encosta (P4) e baixa encosta (P6) ilustram as áreas onde ocorrem a erosão e a área de deposição do transecto	66
Tabela 6. Exemplos de alguns trabalhos encontrados na literatura que utilizaram o método do $^{210}\text{Pb}_{\text{ex}}$ para obter taxas de erosão dos solos em diferentes partes do mundo	69

Lista de Figuras

Figura 1. Desenho esquemático.	23
Figura 2. Distribuição vertical do $^{210}\text{Pb}_{\text{ex}}$ em áreas cultivadas e não cultivadas.	26
Figura 3. Localização do município de São José de Ubá.	34
Figura 4. Detalhe da bacia do Rio São Domingos e da microbacia do Barro Branco, onde se encontra o transecto estudado.	35
Figura 5. Detalhe da sub-bacia do Barro Branco.	37
Figura 6. Mapa Geomorfológico da Sub-bacia de Barro Branco.	39
Figura 7. Mapa de Solos da Sub-bacia de Barro Branco.	40
Figura 8. Mapa de Uso do Solo da Sub-bacia de Barro Branco.	43
Figura 9. Encosta escolhida para a coleta das amostras.	44
Figura 10. (A) Esquema da coleta de amostras no transecto. (B) Os pontos coletados em detalhe no mapa de cotas da sub-bacia do Barro Branco. (C) Perfil longitudinal da amostragem.	46
Figura 11. Esquema da coleta de amostras no transecto.	47
Figura 12. Transecto amostrado.	48
Figura 13. Metodologia de amostragem.	49
Figura 14. Valores de concentração de ^{210}Pb na área de referência (P1), alta encosta (P2), média encosta (P4) e baixa encosta (P6).	55

- Figura 15.** Os valores de concentração de $^{210}\text{Pb}_{\text{ex}}$ na área de referência (P1) até 30 cm, alta encosta (P2) até 35, média encosta (P4) até 25 cm e baixa encosta (P6) até 30cm. **57**
- Figura 16.** Valores de concentração de $^{210}\text{Pb}_{\text{ex}}$ na área de referência (P1) de 110,9 a 9,7 $\text{Bq} \cdot \text{Kg}^{-1}$, na alta encosta (P2) de 79,54 a 3,67 $\text{Bq} \cdot \text{Kg}^{-1}$, na média encosta (P4) de 103,23 a 10,0 $\text{Bq} \cdot \text{Kg}^{-1}$ e na baixa encosta (P6) de 76,04 a 21,58 $\text{Bq} \cdot \text{Kg}^{-1}$ **59**
- Figura 17.** Valores do Inventário Total de $^{210}\text{Pb}_{\text{ex}}$. **60**
- Figura 18.** Valores de concentração de $^{210}\text{Pb}_{\text{ex}}$ correlacionados com os teores de argila e Matéria Orgânica no solo (P1 e P2). **62**
- Figura 19.** Valores de concentração de $^{210}\text{Pb}_{\text{ex}}$ correlacionados com os teores de argila e Matéria Orgânica no solo (P4 e P6). **64**

1 INTRODUÇÃO

Há uma crescente consciência de que a erosão acelerada do solo e a sua degradação representam um dos maiores problemas para a intensificação sustentável da produção agrícola. A erosão hídrica do solo e a deposição de sedimentos associada são processos naturais que podem ser acelerados pela intervenção humana através do desflorestamento, do sobrepastoreio, da agricultura tradicional intensiva e outras práticas de manejo agrícolas não sustentáveis. Elas causam não somente degradação de um recurso natural (o solo) no próprio sítio, mas geram alguns problemas fora do sítio erodido como: assoreamento de canais fluviais e diminuição da vida útil de reservatórios. Além disso, a acumulação de sedimentos em corpos hídricos afeta a qualidade da água e a atividade biológica por causa da poluição por inúmeras substâncias químicas adsorvidas nos sedimentos (CLARK, 1985; RITCHIE & MCHENRY, 1990).

Segundo Bernard e Liavri (2000), em termos globais, os custos econômicos correntes dos impactos no sítio e fora do sítio das terras agrícolas foram estimados em 400 bilhões de dólares por ano. Há uma necessidade urgente de se obter dados quantitativos sobre a extensão e sobre as taxas atuais de erosão de solo na escala mundial (RITCHIE & MCHENRY, 1990). Esses dados são difíceis de serem obtidos utilizando técnicas tradicionais de monitoramento, por exemplo, parcelas de erosão, por apresentarem problemas de representatividade, já que o campo de abrangência de uma parcela se refere a uma parte de determinada encosta, principalmente quando se tenta extrapolar o estudo da parcela para a escala de uma bacia hidrográfica (ROELS, 1985). Ainda há problemas adicionais associados à cobertura espacial limitada desses estudos, já que, segundo Walling & Quine (1991), as taxas de erosão neles mensurados representam um dado relacionado à parcela, fornecendo pouca informação em relação à variabilidade das taxas de erosão e à redistribuição dos solos ao longo da topografia, isso sem falar no custo financeiro desses estudos, pois requerem trabalho intensivo e longo tempo de funcionamento.

De acordo com Zapata (2003), além de problemas de ordem espacial, os estudos baseados nas técnicas tradicionais apresentam limitada abrangência temporal, já que o tempo de monitoramento nunca é suficientemente longo para produzir valores confiáveis, criando a necessidade de se produzir medidas de taxas de erosão de médio (décadas) e longo (século) períodos. Por causa das inúmeras limitações de outros métodos de medição de taxas de erosão, o emprego de traçadores radiogênicos, tais como o radionuclídeo ^{137}Cs e ^{210}Pb , na determinação de taxas de erosão do solo e redistribuição de sedimentos na paisagem tem atraído bastante atenção, pelo menos, nos últimos 40 anos (MORGAN, 1995; WALLING & HE, 1999; WALLING *et al.*, 2003).

A utilização dos radionuclídeos ultrapassa muitas limitações associadas às abordagens tradicionais e mostrando-se uma maneira mais efetiva de estudar erosão e deposição dentro da paisagem (RITCHIE *et al.*, 1974; RITCHIE & MCHENRY, 1975; WALLING & QUINE, 1991). A técnica se baseia na comparação da densidade de atividade do radionuclídeo na área não perturbada (área vegetada, com o mínimo de interferência humana) com a de um sítio erodido nas proximidades.

No Brasil, o ^{210}Pb tem sido utilizado somente na obtenção de taxas de sedimentação em estuários, lagunas e lagos (PATCHINEELAM & SMOAK, 1997; GODOY *et al.*, 1998; SAITO *et al.*, 2001; TESSLER *et al.*, 2004). Há poucos estudos empregando o ^{210}Pb na determinação de taxas de erosão e de redistribuição de solo (SANTOS, 2012).

A Região Noroeste Fluminense, no estado do Rio de Janeiro, se destaca pelos problemas decorrentes da erosão hídrica. Os vetores se relacionam com o surto cafeeiro no século XIX e o avanço da pecuária a partir de 1980 que provocaram grande redução da cobertura florestal de Mata Atlântica, que associada a práticas de manejo tradicionais e características naturais da região, como a ocorrência de chuvas concentradas em um período do ano, a presença de declividades acentuadas e de solos com elevado gradiente textural na maior parte da área, favoreceram a degradação dos solos.

De acordo com Lumbreras *et al.* (2004), a perda do potencial produtivo, associada ao processo erosivo, contribuiu para o empobrecimento dos agricultores, que em muitos casos migraram para centros urbanos à procura de

novas alternativas de sustento. Exemplo disso é o crescimento populacional ínfimo de cidades como São José de Ubá, que, segundo o IBGE, em 2010 possuía uma população de 7.003 habitantes e em 2013, 7.143 habitantes.

Embora diversos trabalhos relacionados à erosão já tenham sido realizados na região, estimulados por esse quadro de degradação socioambiental, como os Projetos RADEMA (1999), AQUÍFEROS (2001), GEPARMBH (2003) desempenhados pela Embrapa Solos em conjunto com outras instituições, a maioria dos estudos está relacionada a eventos individuais de precipitação e monitoramentos de curto prazo, ou então, em estimativas do processo erosivo a médio e longo prazo baseadas na modelagem.

Dessa forma, a aplicação do método do $^{210}\text{Pb}_{\text{ex}}$ (chumbo-210 em excesso) se apresenta como uma importante ferramenta, já que poderá fornecer dados quantitativos de perda de solos ocorrida nos últimos 100 anos, complementando o trabalho de Santos (2012) na mesma região e trazendo mais parâmetros para que se possa contribuir mais efetivamente em uma melhor análise e compreensão do processo erosivo no Noroeste Fluminense e na busca por práticas sustentáveis para o desenvolvimento das atividades agropecuárias.

2 OBJETIVOS

O objetivo desse trabalho foi mensurar e analisar o processo erosivo em médio prazo, por volta de 100 anos, em uma bacia hidrográfica submetida a atividades agropecuárias itinerantes, através das taxas de erosão encontradas a partir do $^{210}\text{Pb}_{\text{ex}}$ (chumbo-210 em excesso).

Mais especificamente:

- Analisar a distribuição do $^{210}\text{Pb}_{\text{ex}}$ em profundidade e ao longo da encosta selecionada para estudo, através do adensamento amostral.
- Utilizar parâmetros auxiliares no entendimento de como se dá essa distribuição do $^{210}\text{Pb}_{\text{ex}}$ pela encosta.
- Obter as taxas de erosão/produção de sedimentos referentes a médio prazo, através do radionuclídeo $^{210}\text{Pb}_{\text{ex}}$, e comparar os mesmos com os dados disponíveis na literatura.

3 EMBASAMENTO TEÓRICO

A erosão acentuada do solo consiste em um dos principais problemas ambientais causados pela atividade agrícola. Em regiões tropicais, a erosão hídrica tem grande importância, contribuindo para a degradação dos solos, ocasionando a perda de sua camada mais fértil (BERTONI & LOMBARDI NETO, 1999), transportando partículas através das encostas até os cursos d'água e causando assoreamento dos mesmos. A erosão acelerada dos solos é um problema global e, apesar da dificuldade de se calcular com precisão as perdas de solo, sabe-se que a magnitude destas perdas tem causado sérias consequências econômicas e ambientais (LAL, 1988) até hoje.

A análise da erosão, o entendimento de seus mecanismos e fatores condicionantes, passa necessariamente pela mensuração desse processo. Segundo Stroosnijder (2005), a quantificação da erosão é importante para determinar seu impacto ambiental, desenvolver e avaliar práticas de controle e conservação, produzir tecnologias para predição, avaliar a alocação de recursos e desenvolvimento de programas, estratégias e regulamentações.

Em conformidade com Stroosnijder (2005), Foster *et al.* (1985) citam que as pesquisas sobre erosão têm como finalidade medir a influência dos diferentes fatores determinantes desse processo, possibilitando estimar as perdas de solo e selecionar práticas que reduzam tais perdas ao máximo. No entanto, a determinação das perdas de solo por erosão através de métodos diretos é cara e muito demorada (FOSTER *et al.*, 1985). De acordo com Morgan (1995), as técnicas de mensuração têm sido desenvolvidas independentes uma da outra, o que faz com que o grande conjunto de dados existentes referentes ao processo erosivo esteja, muitas vezes, em diferentes escalas, com base em diferentes hipóteses e conjunturas e, por isso, sejam de difícil comparação.

3.1 Escalas Espaço-Temporais em Estudos Erosivos

A questão da escala tem sido frequentemente tratada em estudos geoecológicos contemporâneos e se mostra como um dos principais desafios nos campos da geografia física, hidrologia e ecologia. A razão para esse interesse não é apenas entender como os sistemas operam através das escalas, mas também está relacionado com a nossa necessidade de lidar com problemas ambientais regionais e globais (CAMMERAAT, 2002).

No que concerne às discussões sobre a influência da escala no estudo de processos geomorfológicos, tiveram início na década de 1970 com o desenvolvimento de técnicas digitais e computacionais na análise da superfície terrestre, proporcionando o desenvolvimento de pesquisas voltadas tanto aos níveis de detalhamento, como também para a maior abrangência das áreas estudadas (DIETRICH, 1998).

Para as questões ambientais, incluindo nesse campo a ciência do solo, Kessel e Wendroth (2001) apontam alguns questionamentos sobre o comportamento dos processos em diferentes escalas no espaço e no tempo: nosso conhecimento é suficiente para entender os processos ambientais através de diferentes domínios espaciais e temporais da paisagem? Se não, qual o caminho para alcançar esse entendimento? Temos mensurações adequadas das variáveis ambientais que nos permitem o entendimento dos processos em uma perspectiva multiescalar sem produzir resultados através de pesquisas induzidas? Como análises quantitativas de processos ambientais podem ser extrapoladas para diferentes escalas espaciais e temporais?

Tentando esclarecer alguns desses desafios, existem na literatura posições bastante contrastantes sobre o tema relacionado ao processo erosivo. Para Kirkby (1996), diferentes processos e fatores condicionantes emergem como dominantes na erosão de acordo com a escala abordada, por isso a extrapolação de dados entre escalas é tão difícil de ser obtida com sucesso. Parsons *et al.* (2004) também compartilham dessa opinião ao sustentar que a extrapolação da mensuração do processo erosivo realizada a curto período para escalas temporais mais longas é problemática devido a uma discrepância

entre os processos e suas taxas inferidas de mensurações da erosão atual e aquelas que controlam a evolução da paisagem ao longo do tempo.

Já Cammeraat (2002) defende que a extrapolação de dados entre escalas é possível, porém deve-se atentar para a forma como ela é realizada. Segundo o autor, muitos processos não lineares estão presentes em escalas específicas e na conexão entre elas, por isso, se desejamos entender como as escalas se relacionam, outros caminhos devem ser buscados que não a simples generalização linear de dados produzidos em escalas de detalhe para escalas mais amplas, ou vice-versa.

Diante dessa diversidade de opiniões sobre o tema, algumas propostas têm sido desenvolvidas buscando alcançar a análise do processo erosivo através da integração e/ou extrapolação de escalas, tanto espaciais quanto temporais. Cammeraat (2002) propõe a aplicação da “Teoria da Hierarquia” e de “Unidades de Respostas” como possíveis abordagens para transcender escalas em estudos ambientais de degradação e evolução geomorfológica. De acordo com o autor, na “Teoria da Hierarquia”, uma escala específica de estudo é selecionada e processos que atuam em escalas de detalhe são incorporados nesse nível de análise, possibilitando a emergência de padrões de comportamento derivados da escala de detalhe.

Já as “Unidades de Respostas” podem ser definidas como unidades da paisagem que possuem características semelhantes quanto ao comportamento dos processos hidrológicos e geomorfológicos. A configuração espacial dessas “unidades de respostas” e sua conexão com a rede de drenagem podem permitir o entendimento de processos que ocorrem aos níveis de encosta-canal-bacia hidrográfica. Porém, conforme apontado pelo próprio autor, essas são abordagens que podem ser promissoras, necessitando de mais estudos para avaliar suas vantagens e limitações.

Percebe-se que o entendimento de um fenômeno passa necessariamente por diferentes níveis de análise, não se restringindo àquele em que ele se manifesta de forma mais evidente, permitindo assim uma melhor compreensão de sua complexidade. Deve-se então investigar caminhos e metodologias que sejam capazes de dar conta dessas questões.

3.2 Métodos Alternativos de Mensuração do Processo Erosivo: Radionuclídeos

Como dito anteriormente, a utilização do ^{210}Pb no Brasil vem sendo quase exclusivamente na obtenção de taxas de sedimentação em estuários, lagunas e lagos (PATCHINEELAM & SMOAK, 1997; GODOY *et al.*, 1998; SAITO *et al.*, 2001; TESSLER *et al.*, 2004). Um exemplo do emprego do ^{210}Pb na determinação de taxas de erosão e de redistribuição de solo é Santos (2012), trabalho esse realizado no Noroeste Fluminense e que buscou entender, acima de tudo, se a utilização desse método seria possível nas condições ambientais que o Brasil se encontra. Os resultados por ela encontrados foram bastante satisfatórios, nos dando base para aprender com eles, podendo, assim, aprimorar a busca pela determinação das taxas de erosão.

O radionuclídeo mais utilizado no Brasil e no mundo é o ^{137}Cs . Esse radionuclídeo possui meia-vida de 30,2 anos, fornece uma taxa média de erosão do solo e do padrão de redistribuição de solos ao longo da topografia retrospectiva a um período de até 40 anos, isto é, numa escala de tempo diferenciada daquela dos estudos baseados nas técnicas tradicionais. Essa técnica, portanto, substitui a necessidade de programas de monitoramento de erosão de solos por longo período. No Brasil, foram realizados estudos com este radionuclídeo: Nascimento Filho *et al.* (1988), Guimarães (1988), Bacchi *et al.* (2003), Andrello *et al.* (2003), Andrello (2004), entre outros.

A aplicação do método de quantificação de perdas e acúmulo de sedimentos através da análise da redistribuição do “fallout” do ^{137}Cs , iniciada por Ritchie *et al.* (1974), vem sendo intensificada e aperfeiçoada. O potencial e as limitações do método são abordados detalhadamente em Walling & Quine (1990; 1991). A metodologia encontra-se descrita em Walling & Quine (1993). O ^{137}Cs presente no ambiente tem duas possíveis origens: testes de bombas nucleares ocorridos entre 1950 e 1970 e o acidente ocorrido em Chernobyl em 26 de abril de 1986. O ^{137}Cs originado dos testes nucleares foi transportado para a atmosfera, distribuído globalmente e posteriormente depositado na

superfície através da precipitação pluvial (“fallout”). A variação temporal do “fallout” reflete a variação do ^{137}Cs na atmosfera que, por sua vez, reflete a frequência dos testes nucleares (CORRECHEL, 2003).

O ^{137}Cs derivado do acidente de Chernobyl foi liberado ao nível do solo e transportado para a atmosfera a baixas altitudes. Sua deposição se deu na forma de “fallout” seco em associação com precipitação pluvial e ocorreu, portanto, de forma localizada e com maior intensidade em locais próximos ao acidente. A variação espacial do “fallout” é evidente em escala global, com menores deposições no hemisfério sul comparativamente ao hemisfério norte, onde se localizou a maioria dos testes nucleares (USA e antiga USSR) (CORRECHEL, 2003). Além disso, esse radionuclídeo não é mais de fácil detecção devido ao seu decaimento radioativo e à sua não reposição na atmosfera por se tratar de um elemento artificial, como apontado por Walling *et al.* (2003).

Por isso e por todas as potencialidades da utilização de radionuclídeos, como as apontadas por Mabit *et al.* (2008): (1) o método fornece uma medida quantitativa tanto das taxas quanto do padrão de erosão do solo; (2) a taxa de erosão mensurada representa estimativas médias de um período que pode variar de 50 a 100 anos; (3) a técnica requer somente uma visita de campo para cada sítio estudado e evita a necessidade de monitoramentos de longo prazo; (4) esses radionuclídeos permitem estudos de erosão em grandes áreas; (5) por estimar a taxa de erosão média relativa a determinada área, esse método reflete melhor a complexidade e a interação dos fatores que contribuem para a erosão, é que se buscou trabalhar com outro radionuclídeo também muito utilizado, o ^{210}Pb .

3.2.1 Utilização do ^{210}Pb

Devido ao fato de o ^{210}Pb ter uma forte afinidade pelas partículas finas do solo e de sedimentos (WALLING & HE, 1996), este radionuclídeo precipitado à superfície do solo é facilmente adsorvido e sua subsequente redistribuição lateral e vertical são primariamente controladas pelos processos de erosão, transporte e deposição. Conseqüentemente, o ^{210}Pb em excesso

(que é o precipitado e não o produzido *in situ*) oferece um grande potencial como traçador na estimativa de taxas de redistribuição de solos na paisagem. Para Doering *et al.* (2006), a distribuição vertical e atividade do ^{210}Pb em excesso indica que este radionuclídeo pode fornecer uma excelente alternativa ao ^{137}Cs para os estudos de taxas de redistribuição de solos ao longo de décadas.

Além da afinidade com as partículas finas do solo, os resultados de Li *et al.* (2006) forneceram evidências diretas de que os radionuclídeos ^{137}Cs , $^{210}\text{Pb}_{\text{ex}}$ e o Carbono Orgânico Total (COT) estão se movendo verticalmente pelos mesmos mecanismos físicos e pelo mesmo caminho. Corroborando com o comportamento verificado por Ritchie & McCarty (2003), que mostraram que a concentração de ^{137}Cs é fortemente correlacionada com as porcentagens de COT no solo, além disso, tanto o COT como o $^{210}\text{Pb}_{\text{ex}}$, em áreas cultivadas, tiveram a diminuição linear de suas concentrações com a profundidade do solo, nas porções superior e média, e diminuíram exponencialmente com a profundidade do solo, na porção baixa. Enfatizando, assim, o seu potencial na estimativa de taxas de redistribuição de solos na paisagem, já que tanto os teores de COT quanto o radionuclídeo precipitado têm forte atração pelas partículas finas do solo.

O ^{210}Pb é um produto do decaimento da série do ^{238}U , derivado de uma série de outros radionuclídeos de vida curta a partir do decaimento do ^{222}Rn (meia-vida de 3,8 dias), filho do ^{226}Ra (meia-vida de 1.622 anos) (ROBBINS, 1978). A concentração de ^{210}Pb nos solos e rochas produzidos pelo decaimento natural *in situ* do ^{222}Rn é chamado de ^{210}Pb suportado porque este está em equilíbrio com o seu elemento pai. Entretanto, a difusão em direção à superfície de uma pequena parte do ^{222}Rn produzido naturalmente nos solos e rochas libera ^{222}Rn para a atmosfera; há, então, a precipitação do ^{210}Pb que, dessa vez, tem sua entrada na superfície do solo e sedimentos. Assim, o ^{210}Pb precipitado é comumente denominado ^{210}Pb em excesso ou não suportado (Figura 1).

Sistema Natural

Utilizando medidas de ^{210}Pb em levantamentos de redistribuição de solos

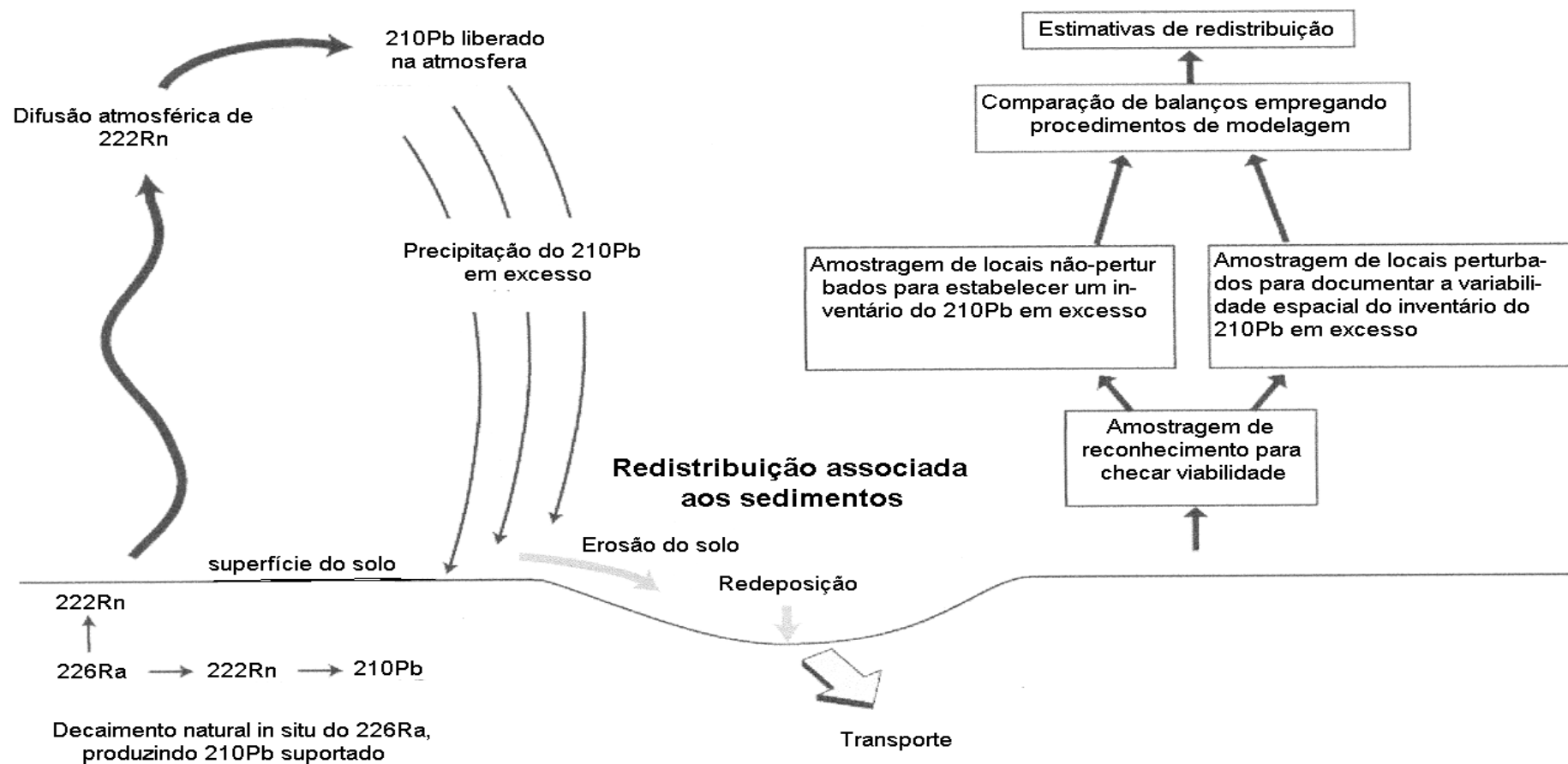


Figura 1. Desenho esquemático explicativo de como ocorre a liberação do ^{210}Pb na atmosfera, retorno ao solo como ^{210}Pb em excesso e de como se dá a utilização das medidas de ^{210}Pb em excesso para estimar taxas de erosão e deposição de solo (Adaptado de WALLING *et al.*, 2003).

O inventário de $^{210}\text{Pb}_{\text{ex}}$ para um sítio estável pode ser considerado em estado de equilíbrio, pois a contínua entrada desse elemento no solo é balanceado pelo decaimento radioativo do radionuclídeo que já existe no sítio (GASPAR *et al.*, 2013). Assumindo uma taxa constante de deposição, pode-se chegar a um fluxo anual de deposição de $^{210}\text{Pb}_{\text{ex}}$ atmosférico nos solos.

Sanchez-Cabeza *et al.* (2007) chamam a atenção para o fato de que a obtenção dessa taxa tem se transformado em uma ferramenta comum para a quantificação de processos erosivos do solo, mas também possui uma larga variedade de outras aplicações, como a estimativa do tempo de residência de aerossóis e reatividade na atmosfera, a distribuição e migração da poluição no meio ambiente, e a entrada de radionuclídeos em ambientes marinhos e de água doce.

Conforme apontado por Mabit *et al.* (2008), o padrão global de precipitação radioativa de $^{210}\text{Pb}_{\text{ex}}$ é caracterizado por uma considerável variabilidade espacial. De acordo com Appleby e Oldfield (1992), corpos hídricos emitem pouca quantidade de ^{222}Rn e, dessa forma, não contribuem significativamente para a deposição radioativa de $^{210}\text{Pb}_{\text{ex}}$ nos solos. Logo, o fluxo de deposição anual de $^{210}\text{Pb}_{\text{ex}}$ tem uma expressiva redução nos oceanos quando comparado às áreas terrestres. Além disso, Robbins (1978) explica que o movimento predominante oeste-leste das massas de ar resulta em uma baixa precipitação do radionuclídeo em áreas ocidentais dos continentes, pois as massas de ar que percorreram os oceanos tiveram pouca oportunidade de adquirir o $^{210}\text{Pb}_{\text{ex}}$, enquanto que nas regiões orientais dos continentes existe uma precipitação radioativa muito maior desse radionuclídeo, pois as massas de ar já passaram ao longo do interior dos continentes, que são fontes terrestres de ^{210}Pb .

O ^{210}Pb possui meia-vida de 22,6 anos, podendo fornecer taxas de erosão/deposição dos solos equivalente a um período de quatro vezes sua meia-vida, ou seja, esse elemento fornece uma média da redistribuição dos sedimentos ocorrida nos últimos 100 anos, possuindo portanto um alcance maior na escala de tempo do que o ^{137}Cs . Além disso, por sua origem natural, a precipitação radioativa desse radionuclídeo é relativamente constante no tempo, não havendo o problema do decaimento radioativo e a impossibilidade

de sua detecção no futuro, como ocorre com o ^{137}Cs , conforme apontado por Walling & He (1999).

De acordo com Mabit *et al.* (2008), a distribuição vertical do $^{210}\text{Pb}_{\text{ex}}$ no solo, em áreas cultivadas e não cultivadas, é similar ao documentado pelo ^{137}Cs . Vários trabalhos relatam que, em áreas não cultivadas, o $^{210}\text{Pb}_{\text{ex}}$ apresenta a tendência de decaimento exponencial em profundidade no solo (WALLING & HE, 1999; MATISOFF *et al.*, 2002; WALLING *et al.*, 2003; DOERING *et al.*, 2006; GASPAR *et al.*, 2011), conforme pode ser visto na Figura 2. Isso ocorre, pois, como explicado por Walling & He (1996), o $^{210}\text{Pb}_{\text{ex}}$ atinge o solo através da precipitação radioativa da atmosfera, sendo rapidamente adsorvido pelas partículas de argila e matéria orgânica presentes na superfície do solo. Em áreas não perturbadas, após a precipitação radioativa, o radionuclídeo é redistribuído no perfil de solo através de processos físico-químicos e biológicos, como a bioturbação causada pela fauna do solo, não conseguindo atingir grandes profundidades. Além disso, Dorr & Munnich (1989) apontam que o $^{210}\text{Pb}_{\text{ex}}$ sofre decaimento radioativo durante sua penetração em camadas mais profundas, ficando assim mais concentrado próximo ao topo do solo. Porém, diferente da forma do perfil de distribuição do ^{137}Cs , a precipitação contínua de $^{210}\text{Pb}_{\text{ex}}$ resulta em uma maior ocorrência de atividade desse elemento na superfície do solo, como demonstra a Figura 2.

Já em áreas cultivadas, conforme esclarecido por Walling & He (1996), a redistribuição do $^{210}\text{Pb}_{\text{ex}}$ dentro do perfil de solo está muito condicionada às práticas de manejo adotadas, como a aração. Logo, nessas áreas a concentração de $^{210}\text{Pb}_{\text{ex}}$ será relativamente uniforme na camada do arado, enquanto resultado da mistura causado pelas práticas agrícolas, como pode ser observado na Figura 2.

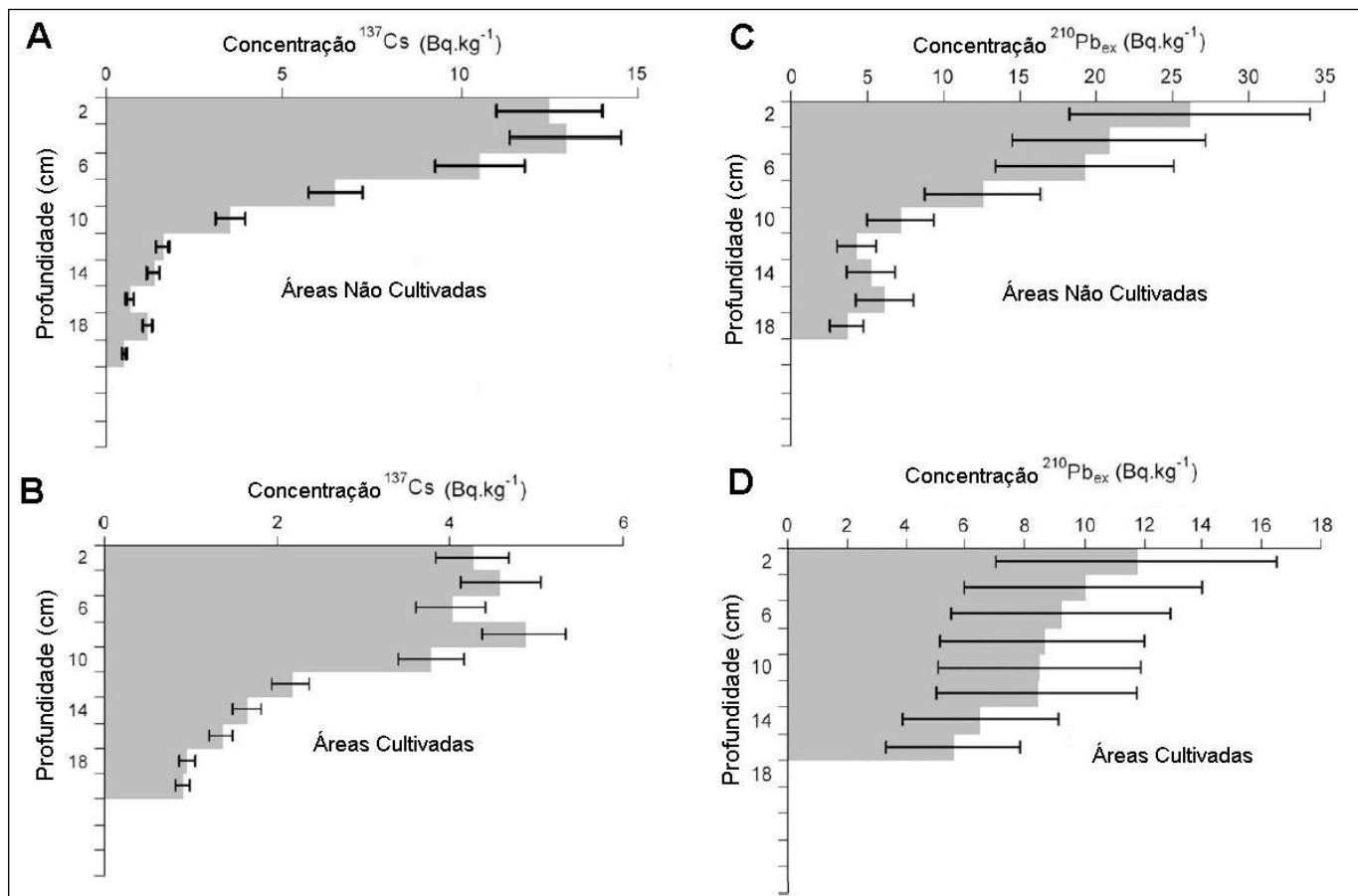


Figura 2 – Os gráficos A e B se referem à distribuição vertical de ^{137}Cs em áreas não cultivadas e áreas cultivadas, respectivamente, base para validação do uso do $^{210}\text{Pb}_{\text{ex}}$ como traçador, devido ao comportamento semelhante. Os gráficos C e D se referem à distribuição vertical do $^{210}\text{Pb}_{\text{ex}}$, em áreas cultivadas e não cultivadas, respectivamente, demonstrando que a sua precipitação contínua resulta em uma maior ocorrência de atividade desse elemento na superfície do solo do que o ^{137}Cs . (Adaptado de MABIT *et al.*, 2008)

Diversos trabalhos utilizam o radionuclídeo $^{210}\text{Pb}_{\text{ex}}$ para analisar processos erosivos em vários lugares do mundo. Alguns exemplos encontrados na literatura que utilizaram o método do $^{210}\text{Pb}_{\text{ex}}$ para obter taxas de erosão dos solos com diferentes objetivos são: Walling & He (1999) e Gaspar *et al.* (2013) aplicaram essa metodologia para quantificar taxas de redistribuição de solos em uma bacia hidrográfica sob diferentes usos no Reino Unido e na Espanha, respectivamente; Walling *et al.* (2003) também utilizaram esse elemento para estimar taxas de erosão em bacias hidrográficas com diferentes sistemas de manejo na África; já Zhang *et al.* (2006) usaram a técnica na China para avaliar a eficácia de práticas tradicionais de controle da erosão. No Brasil, como mencionado anteriormente, Santos (2012) confirmou o potencial de aplicação do $^{210}\text{Pb}_{\text{ex}}$ para estimar as taxas de redistribuição de sedimentos nas condições encontradas no Noroeste Fluminense.

Os resultados encontrados por Santos (2012) comprovaram o potencial de aplicação do método para estimar a taxa de redistribuição de sedimentos nas condições encontradas no Noroeste Fluminense, exemplificado na tabela a seguir.

Tabela 1: Inventário Total da taxa de redistribuição e concentração do ^{210}Pb em excesso encontrado por Santos (2012) no mesmo transecto utilizado no presente trabalho.

SEGMENTO DA ENCOSTA	PROFUNDIDADE (cm)	CONCENTRAÇÃO DE $^{210}\text{Pb}_{\text{exc}}$ ($\text{Bq} \cdot \text{Kg}^{-1}$)	INVENTÁRIO TOTAL DE $^{210}\text{Pb}_{\text{exc}}$ ($\text{Bq} \cdot \text{m}^{-2}$)
Alta Encosta	Serrapilheira	101,91	5406
	0-10	23,08	
	10-20	19,28	
Média Encosta	0-10	15,32	2174
	10-20	14,98	
Baixa Encosta	0-10	21,02	3434
	10-20	14,91	
	20-30	10,45	

As taxas de erosão encontradas por Santos (2012) estão entre os maiores valores dentre os trabalhos que foram buscados pela mesma, dessa forma há uma necessidade de expandir as buscas por trabalhos em locais com condições naturais mais parecidas com a região (tabela 2).

Tabela 2: Inventário da taxa de erosão encontrado por Santos (2012) no mesmo transecto utilizado no presente trabalho (utilizando a média de densidade aparente do transecto).

SEGMENTO DO TRANSECTO ANALISADO	PROFUNDIDADE MÉDIA ANUAL DE PERDA DE SOLO ($\text{cm} \cdot \text{ano}^{-1}$)	TAXA DE EROSÃO ($\text{t} \cdot \text{ha}^{-1} \cdot \text{ano}^{-1}$)
Média encosta	0,69 $\text{cm} \cdot \text{ano}^{-1}$	102
Baixa encosta	0,27 $\text{cm} \cdot \text{ano}^{-1}$	41

3.3 Demais Métodos de Mensuração do Processo Erosivo: Métodos Convencionais

Os processos erosivos operam em diferentes escalas, espacial e temporalmente. Dessa forma, as medidas devem ser adequadas à escala. De

acordo com Stroosnijder (2005), são cinco as escalas espaciais relevantes para a erosão hídrica induzida pelo homem em escala agrícola: (1) O ponto (1 m^2), escala para erosão por ravinamento (splash), (2) a parcela ($< 100 \text{ m}^2$) para escoamento superficial, (3) a encosta ($< 500 \text{ m}$) para a deposição de sedimentos, (4) o campo ($< 1 \text{ ha}$) para os canais e (5) a microbacia ($< 50 \text{ ha}$) para efeitos de interação espacial (tabela 3).

Existem diversos métodos utilizados para mensurar taxas de erosão e sedimentação, entre eles destacam-se dois dos mais utilizados: o método de monitoramento, parcelas de erosão, e o método empírico, a USLE.

As parcelas de erosão são amplamente utilizadas para investigar processos geomorfológicos relacionados à erosão dos solos (BOIX-FAYOS *et al.*, 2006). De acordo com Boix-Fayos *et al.* (2006), a utilização de parcelas ajuda no entendimento da erosão em tempos curtos ou em eventos pluviais específicos. Além disso, possibilitam mensurações *in situ* e permitem representar diferentes microambientes ou comparar diferentes tratamentos, facilitando o conhecimento da influência de fatores individuais no processo erosivo, como a declividade, tipo de solo, uso e cobertura, manejo, dentre outros.

Tabela 3: Objetivos diferentes requerem escalas diferentes, assim como as descritas pela erosão hídrica (Adaptado de STROOSNIJDER, 2005).

MATRIZ DE ESCALAS E OBJETIVOS NAS MENSURAÇÕES DE EROSIÃO HÍDRICA						
OBJETIVO/ESCALA	DETERMINAÇÃO DE TAXAS	PESQUISA CIENTÍFICA	CONSERVAÇÃO DA ÁREA	LINHA DE CONSERVAÇÃO	TECNOLOGIA DE PREDIÇÃO	POLÍTICA
PONTO		X	X		X	
PARCELAS		X	X		X	
ENCOSTA	X	X	X	X	X	
CAMPO	X	X	X	X	X	
BACIA HIDROGRÁFICA	X	X	X	X	X	X

Porém, esse método possui algumas restrições que comprometem sua capacidade de gerar dados representativos da ocorrência do processo erosivo em determinada área, resultando muitas vezes em grande variabilidade de resultados que não podem ser explicados apenas pela diversidade natural das condições ambientais. Assim como uma questão levantada por Stroosnijder (2005), que é dificuldade de frequência nas medições e não adequação dos equipamentos, que não estão disponíveis para todos e acabam sendo adaptados, o que implica em pouca padronização. Monitoramentos desse tipo possuem uma reduzida abrangência temporal, já que exigem um alto custo financeiro para sua manutenção e não conseguem fornecer dados confiáveis a médio e longo prazo (BOIX-FAYOS *et al.*, 2006).

Dessa forma, Boix-Fayos *et al.* (2006) apontam que muitos são os problemas, além do desempenho e adequação, no que diz respeito ao design de um campo experimental: (i) a abrangência temporal e espacial, (ii) a representatividade das condições naturais, (iii) os distúrbios causados no meio e (iv) a reprodução das complexas interações do ambiente (Tabela 4).

Esse aspecto pode estar relacionado à capacidade dessa técnica de representar as condições naturais do meio, principalmente ao longo do tempo, pois o experimento apresenta uma deterioração relativa à exaustão dos sedimentos durante os eventos de precipitação, gerando um desgaste progressivo do material erodido dentro das parcelas (BOIX-FAYOS *et al.*, 2006).

Até mesmo o tamanho das parcelas utilizadas no estudo possui influência na mensuração da questão erosiva. De acordo com Sadeghi *et al.* (2013), entender a relação entre a erosão, o escoamento superficial e o tamanho das parcelas é importante para o melhor entendimento desses processos, para o aperfeiçoamento das técnicas de medição em campo e a correta obtenção dos dados de acordo com os objetivos da pesquisa.

Sadeghi *et al.* (2013) procuram demonstrar a variabilidade do escoamento superficial e da produção de sedimentos de acordo com o comprimento das parcelas de erosão. De acordo com o trabalho, quanto maior o comprimento das parcelas, maior é sua capacidade de representar a produção de sedimentos e o escoamento superficial que ocorrem ao nível de bacia hidrográfica, apontando a extensão de 20 m como ideal para representar esses processos.

Tabela 4: Resumo das potencialidades e limitações das parcelas de erosão para medição de erosão em relação às características dos ecossistemas (BOIX-FAYOS *et al.*, 2006).

Summary of constraints and advantages of field plots for soil erosion measurement in relation to ecosystem characteristics				
Characteristics		Advantage	Constraint	Alternative to the use of plots in the field/or to the use of a certain type of plot
Scale issues	Temporal	– Detailed data of events	– Difficulties for maintenance long-term monitoring in the field	– Multitemporal remote sensing images – Studies of deposits in temporal sinks (ponds, dams) – Tracer studies (e.g. ¹³⁷ Cs) – Comparative soil characterization at protected areas and non-protected areas (fenced versus non fenced, Sonneveld <i>et al.</i> , 2005)
	Spatial	– Direct measurements in natural conditions – Covering different types of microenvironments	– Measurement of different processes depending on the scale – Upscaling difficulties	– Remote sensing images at different spatial resolutions – Response units methodology (Cammeraat, 2002) – Multi-step approach (Leser <i>et al.</i> , 2002) – Nested approaches (Bergkamp, 1998; Puigdefábregas <i>et al.</i> , 1999; Castillo <i>et al.</i> , 2000; Cammeraat, 2002, 2004)
Disturbance of natural conditions		– Comparison between different soil treatments – Direct determination of contribution area (closed plots) – Control of variables within the plot	– Disturbance introduced by the plot boundaries (closed plots) – Exhaustion of detachable material (closed plots)	– Measurements at open plots to avoid boundary effect – Measurements at open plots to avoid exhaustion of sediments
Representation of natural conditions	Continuity and connectivity of the systems	– Direct measurements of real world conditions and <i>in situ</i> processes – Facilitate the understanding of different factors determining the natural measured processes	– Difficulties of establishing a wide number of samples for a realistic representation when using big plots – Small plots offer disconnected patches of natural environmental conditions – Discrete representation not accounting for continuity when using closed plots	– Measurements at open plots located at the bottom of the hillslopes to avoid disconnection of patches and thus of fluxes of water and sediments
	Heterogeneity and variability of the systems	– Possibility of a large number of plots in natural conditions – Small plots can represent different microenvironments – Small plots are easier to replicate and easier to manage	– Extrapolation of uniform data within a non-uniform landscape – Large differences between replica plots – Subjected to non-controlled natural variables which introduce variations in the results – Difficulty to distinguish between natural spatial variability of factors and processes and variations introduced by the methods	– Use replica plots with the same distribution pattern of vegetation and other components of the soil surface – To increase the size of the plot until considering that all the microenvironments within the slope are represented
Complexity of system interactions	Connectivity of the system	– Facilitate the understanding of individual factors in natural processes (especially by using small plots representing different microenvironments)	– Difficulty to control all the factors in the field experiments	– Measurements at open plots located at the bottom of the hillslopes to avoid disconnection of patches and thus of fluxes of water and sediments
	Spatial patterns of vegetated and bare areas Processes across scales	– Facilitate the understanding of the interaction between factors when using large plots	– Difficulty in obtaining a good representation of spatial and temporal patterns	– Use of remote sensing techniques at different spatial resolutions – Use of a nested experimental plot design to study processes at a range of scales (Bergkamp, 1998; Puigdefábregas <i>et al.</i> , 1999; Castillo <i>et al.</i> , 2000; Cammeraat, 2002, 2004; Leser <i>et al.</i> , 2002)

Outra questão que se mostra relevante é a extrapolação dos dados medidos nas parcelas para toda a bacia hidrográfica. De acordo com Leser *et al.* (2002), a erosão não afeta as vertentes de forma homogênea, logo, generalizar dados para escalas menores envolveria sérios erros no entendimento do processo erosivo. Para Boix-Fayos *et al.* (2006), a extrapolação direta de taxas de erosão obtidas em parcelas para escalas menores não é apropriada, pois a conectividade entre a água e o fluxo de sedimentos, as diferentes respostas geomorfológicas e a não linearidade dos processos que operam em escalas distintas não será adequadamente representada.

Entre os métodos utilizados para prever as perdas que um solo irá sofrer sob determinadas condições de manejo e para avaliar a eficiência das práticas conservacionistas, destaca-se a Equação Universal de Perdas de Solo (USLE – *Universal Soil Loss Equation*), que foi desenvolvida por Wischmeier & Smith (1959), por meio de correlações entre perdas de solo obtidas em experimentos (parcela unitária de 22,13 m de comprimento, 3 m de largura e 9% de declive) e os parâmetros: erosividade (intensidade da chuva/energia cinética), erodibilidade (susceptibilidade à erosão das diferentes classes de solos), topográficos (comprimento e declividade da encosta), uso ou cobertura vegetal e a adoção de práticas conservacionistas (CORRECHEL, 2003).

A USLE foi desenvolvida para estimar a produção anual de sedimentos frente aos parâmetros naturais de clima, de solo, de relevo e de uso e manejo. Os resultados desta equação possibilitam o planejamento de uma ação antrópica conservacionista dentro de níveis de tolerância de perdas de solos promovendo, desta maneira, a sustentabilidade das áreas rurais (ZARONI, 2006).

As vantagens da utilização de métodos são a rapidez na determinação da erodibilidade dos solos, em comparação com métodos diretos convencionais, e a possibilidade de sua estimativa através de parâmetros obtidos por análises laboratoriais de fácil execução. Infelizmente, a indefinição do método mais adequado para maior amplitude possível de solos dificulta a padronização de obtenção do fator K para aplicação da USLE, mesmo para condições regionais (CORRECHEL, 2003).

No entanto, segundo Boardman (2006) a USLE proporciona estimativas da taxa média anual de erosão, mas não leva em consideração alguns mecanismos que contribuem para a ocorrência do processo erosivo, como o desprendimento e transporte de partículas. Além disso, como esse modelo foi desenvolvido para as condições presentes nos Estados Unidos, existem sérias dificuldades para sua aplicação em áreas com características de precipitação, processos hidrológicos dominantes e diversidade da paisagem diferente das encontradas nesse país. Outra limitação apresentada pelo autor se refere ao fato de a USLE utilizar uma representação média da área de estudo traduzida através dos fatores presentes no modelo, tornando sua aplicação em bacias hidrográficas muito problemática.

4. ÁREA DE ESTUDO

4.1 Localização da Área de Estudo

A Região Noroeste do estado do Rio de Janeiro apresenta uma área de aproximadamente 5.400 km², equivalente a 12,3% da área total do seu estado. Essa região engloba treze municípios, entre eles o município de São José de Ubá, onde o estudo foi desenvolvido, na sub-bacia hidrográfica de Barro Branco (com tamanho de 5,47 km²). Ela é uma sub-bacia do Rio São Domingos (Bacia Hidrográfica do Rio São Domingos – BHRSD), que possui uma área total de aproximadamente 280 km², estando 90% no território do município de São José de Ubá e os 10% restantes no município de Itaperuna. Essa bacia (BHRSD) é uma sub-bacia do Rio Muriaé, que drena suas águas para o Rio Paraíba do Sul (Figuras 3 e 4).

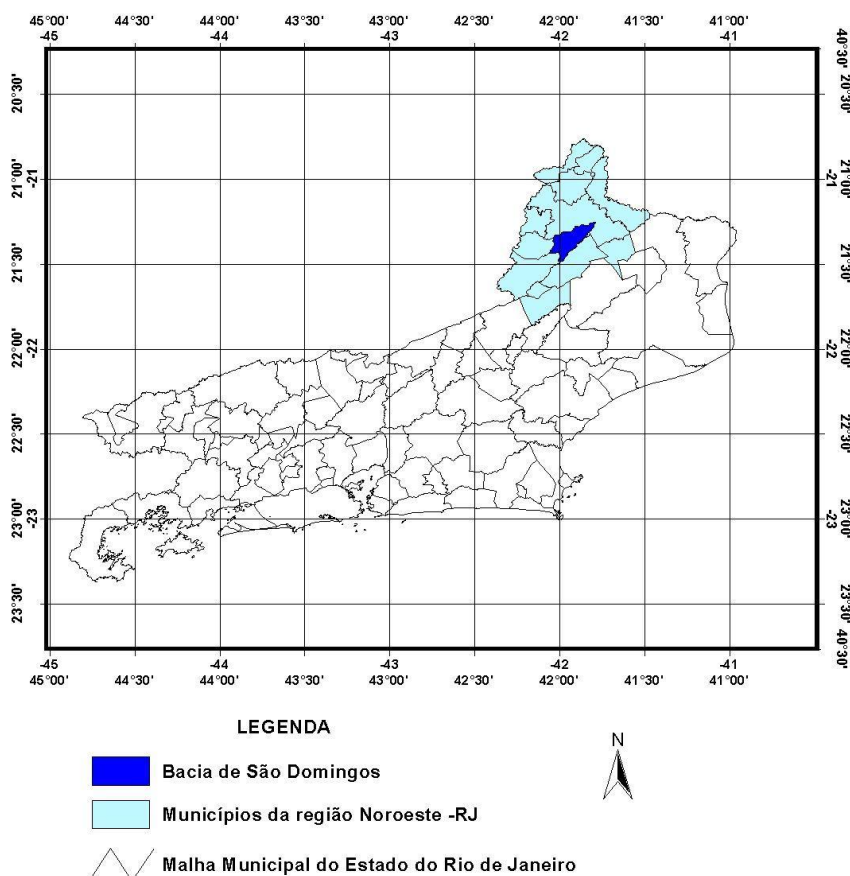


Figura 3 – Localização do município de São José de Ubá na Região Noroeste Fluminense (próximo às divisas com os estados de Minas Gerais, a Norte/Noroeste, e Espírito Santo, Nordeste/Leste) e da bacia do Rio São Domingos, que engloba o território do município de São José de Ubá e o território do município de Itaperuna.

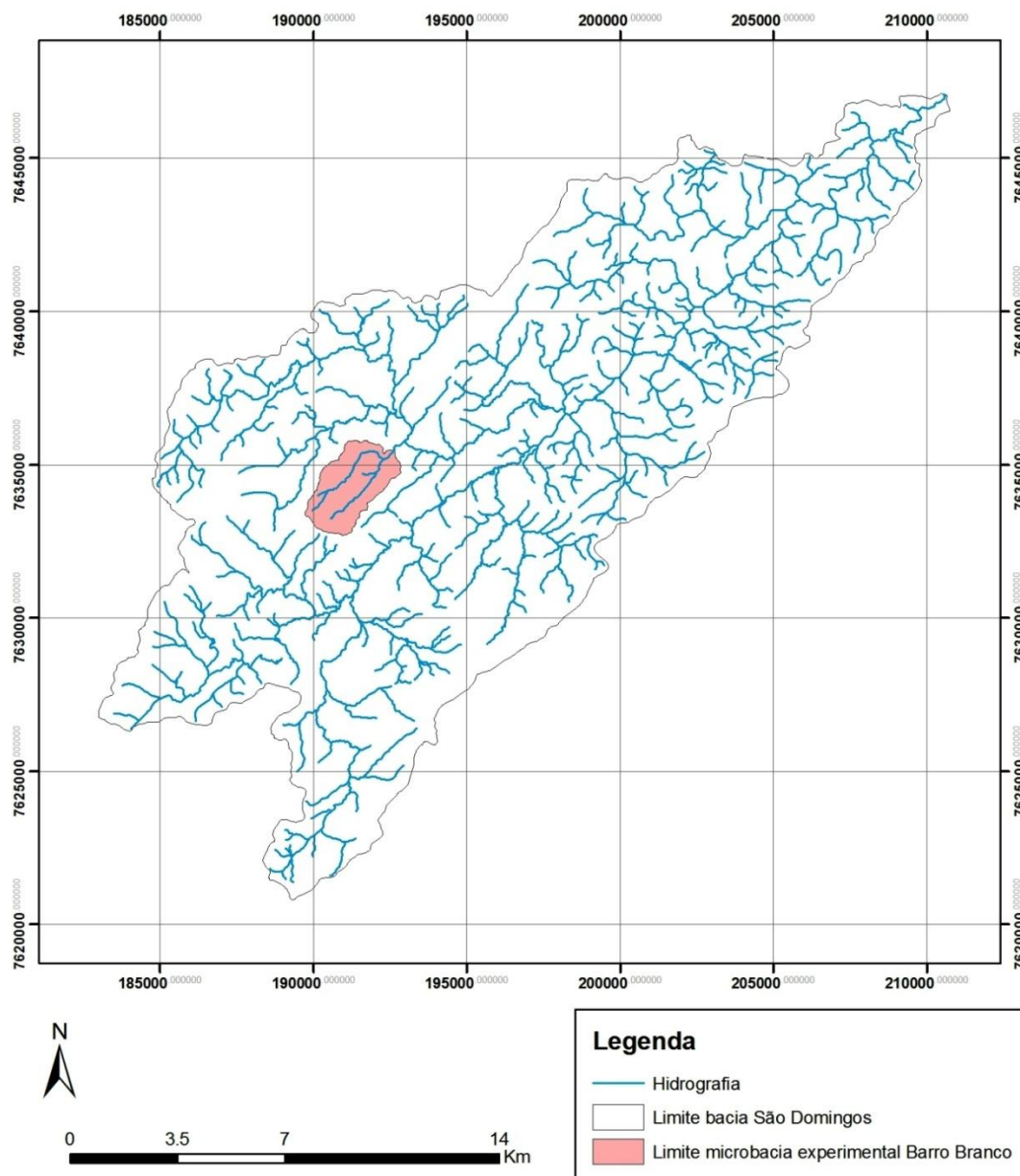


Figura 4 – Detalhe da bacia do Rio São Domingos e da microbacia do Barro Branco, onde se encontra o transecto estudado.

No estado do Rio de Janeiro, a Região Noroeste Fluminense se destaca pelos problemas decorrentes da erosão hídrica. Conforme explicado por Carvalho *et al.* (2000), a elevada vulnerabilidade natural das terras da região aos processos erosivos, condicionada principalmente pelo relevo acidentado e presença de solos com elevado gradiente textural na maior parte da área, aliada à reduzida cobertura vegetal e à utilização de práticas inadequadas de manejo do solo, tais como as queimadas anuais e a aração morro abaixo,

conduziram a região a uma situação bastante grave no que se refere à degradação ambiental, sendo comum a ocorrência de erosão severa do tipo laminar, em sulcos e voçorocas. Além disso, como apontado por Fidalgo *et al.* (2005), os graves processos erosivos tornaram o solo menos permeável, prejudicando a plena recarga dos sistemas hídricos, levando ao assoreamento e desaparecimento de rios temporários e à migração de nascentes, comprometendo a manutenção dos ecossistemas terrestres e aquáticos e a produção agropecuária.

Tais características influenciaram a busca pelo desenvolvimento de diversos trabalhos na área, desempenhados pela Embrapa Solos em parceria com outras instituições, tendo como objetivo realizar um diagnóstico das condições socioeconômicas e ambientais do Noroeste Fluminense. Além disso, se objetivou monitorar os efeitos de diferentes práticas conservacionistas quanto à eficiência na recarga dos sistemas hídricos e à mitigação de perdas de água e solo por erosão, buscando assim alternativas sustentáveis para a recuperação de áreas degradadas e para o desenvolvimento das atividades agropecuárias.

Dos projetos aos quais esses trabalhos estão ligados, pode-se destacar: RADEMA – Sistemas Pastoris Sustentáveis Utilizando Práticas de Plantio Direto para Recuperação de Áreas Degradadas em Relevo Movimentado do Bioma Mata Atlântica na Região Noroeste do Estado do Rio de Janeiro (PRODETAB 106-02/99); AQUÍFEROS – Planejamento Conservacionista das Terras e Modelagem Preditiva de Sistemas Aquíferos do Cristalino para a Recarga Hídrica em Bacias Hidrográficas de Relevo Acidentado (PRODETAB 087-01/01); e GEPARMBH – Gestão Participativa da Bacia do Rio São Domingos (CTHidro 02/2002 – FINEP). Os dois últimos projetos foram executados na Bacia Hidrográfica do Rio São Domingos (BHRSD), localizada em sua quase totalidade no município de São José de Ubá. Na BHRSD, foram selecionadas três sub-bacias experimentais para o monitoramento e desenvolvimento de pesquisas, dentre elas a sub-bacia hidrográfica do Barro Branco, onde está sendo desenvolvido o estudo. O transecto estudado (Figura 5) foi escolhido por estar localizado nessa sub-bacia, onde se tem mapeados os tipos de solo, a geomorfologia e uso e cobertura, por estar próximo a uma

estação de coleta de dados hidrossedimentológicos e por ter as condições necessárias para o estudo, como topo plano com vegetação preservada, proporcionando assim o sítio de referência para as análises do $^{210}\text{Pb}_{\text{ex}}$, declividade, tipos de uso e cobertura, entre outros.

Atualmente, o projeto Modelagem Hidrológica e Geotecnologias na Avaliação de Cenários de Uso e Manejo de Terras Degradadas como Subsídio ao Ordenamento das Atividades Produtivas em Áreas Montanhosas do Bioma Mata Atlântica (financiado pela Fundação Carlos Chagas Filho de Amparo à Pesquisa do Estado do Rio de Janeiro), é o que está em vigor e é o qual se encontra associado o presente estudo e que representa uma continuidade, complemento e aprofundamento de linhas de pesquisa já iniciadas nos projetos anteriores.

Dentre os trabalhos que foram resultados dos projetos acima, encontram-se diversos temas, destacando-se os baseados em monitoramento da erosão a curto prazo e relacionados a eventos individuais de precipitação (MORAES, 2007; MARCHIORO, 2008) e os fundamentados em estimativas e previsões realizadas através da modelagem matemática (ZARONI, 2006; MARCHIORO, 2008).

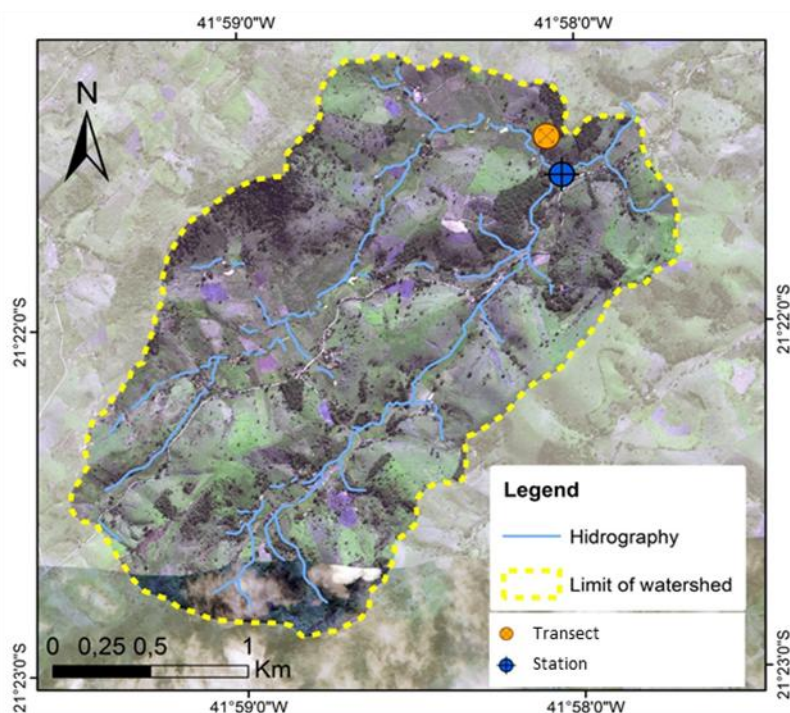


Figura 5 – Detalhe da sub-Bacia do Barro Branco, onde se encontra o transecto estudado e a Estação Hidrossedimentológica, localizada no exutório da mesma (Fonte: Fernandes *et al.*, 2013).

4.2 Caracterização Geomorfológica

A bacia é constituída de áreas planas com elevações em torno de 100 m e áreas que alcançam quase 1.000 m de altitude. Apresenta grande variação de altimetria, 84,12% da área da bacia encontra-se em altitudes que variam entre 80 e 300 m, com uma elevação média de 216,92 m (CHAGAS, 2006).

Dantas (2001), em escala 1:250.000, compartimentou a região nos domínios geoambientais do norte-noroeste fluminense e, abrangendo uma superfície menor, do planalto do alto Itabapoana. O primeiro consiste em uma vasta depressão interplanáltica, com predomínio de relevo colinoso, geralmente em cotas altimétricas inferiores a 300 m, alternado com alinhamentos de morrotes e serras com direção estrutural NE-SW (evidenciando elevada influência litoestrutural) e maciços montanhosos. É delimitada, ao sul, pelo planalto da região serrana e Serra dos Órgãos; ao norte, pelo planalto do alto Itabapoana; a leste, pela baixada campista e pelos tabuleiros da Formação Barreiras, estendendo-se a oeste pela Zona da Mata mineira, com características um pouco similares.

Em linhas gerais, o norte-noroeste fluminense guarda certa relação com o médio vale do Rio Paraíba do Sul. Entretanto, algumas características singulares o distinguem desse último, em especial o clima mais quente e seco. A incidência de voçorocas e movimentos de massa, frequentes em determinados trechos do médio Paraíba, é também menor nessa área. Todavia, essa região é marcada por forte incidência de erosão laminar – e, de forma localizada, em sulcos –, evidenciada por áreas desnudas em meio às pastagens por ocasião de períodos de estiagem severos, sobretudo nas áreas mais secas e de relevo acidentado. A caracterização geomorfológica específica para a microbacia do Barro Branco pode ser mais bem observada no mapa abaixo (Figura 6).

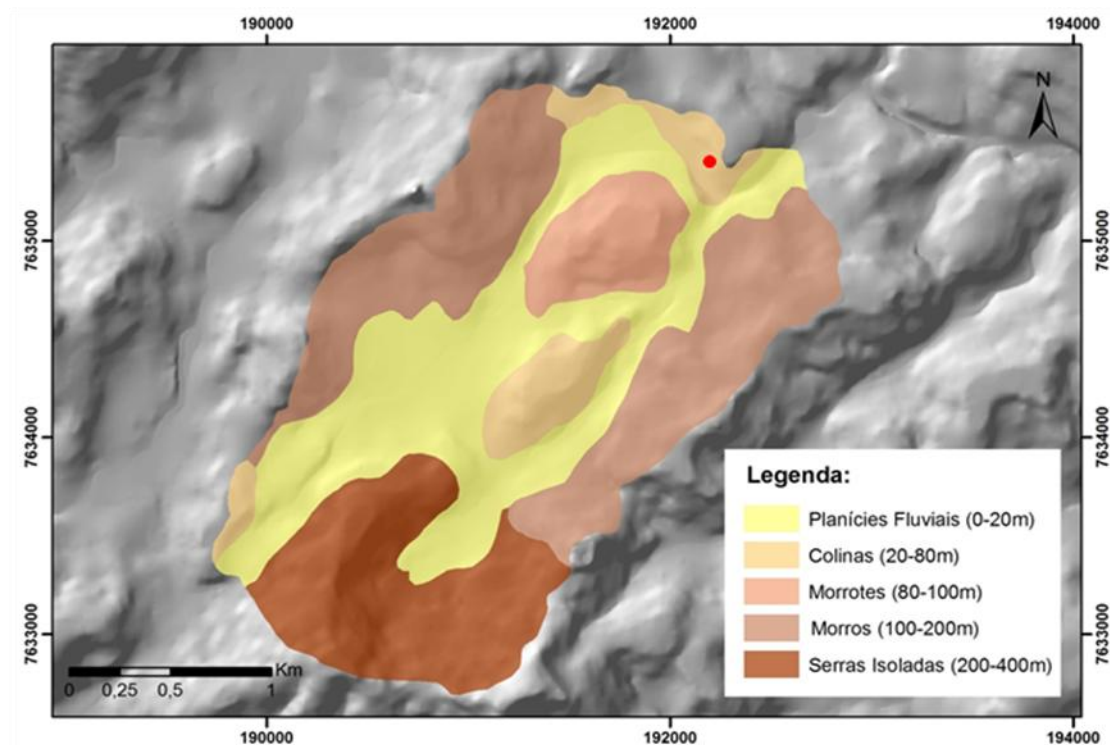


Figura 6 – Mapa Geomorfológico da Sub-bacia de Barro Branco, demarcado o ponto onde se encontra o transecto no domínio de colinas de baixa amplitude (20-80 m) (PINTO, 2013).

4.3 Caracterização Pedológica

Os estudos de solo mostraram a ocorrência de dois domínios pedológicos bastante distintos e intimamente relacionados às duas feições geomorfológicas regionais, ou seja, as baixadas (várzeas) e os morros e montanhas. Na primeira, foram identificados Gleissolos nas partes mais baixas e Planossolos e Cambissolos desenvolvidos de sedimentos coluvionares e colúvio-aluvionares nas posições ligeiramente mais elevadas (LUMBRERAS *et al.*, 2006).

Em virtude de sua posição topográfica que condiciona um pedoambiente mais úmido, a deficiência hídrica regional é minimizada nas baixadas, dentro das quais, por sua vez, observa-se, dos locais de menor umidade para os de maior, uma diminuição da deficiência de água, aumento da deficiência de oxigênio e dos impedimentos à mecanização. As áreas de morros e montanhas são o domínio de Argissolos Vermelhos e Vermelho-Amarelos que

gradativamente dão lugar a Cambissolos e a Neossolos Litólicos à medida que o relevo fica mais acentuado. Neste sentido, a espessura do *solum* torna-se mais exígua e aumenta a frequência da ocorrência de pedregosidade e rochosidade (LUMBRERAS *et al.*, 2006).

Na sub-bacia de Barro Branco, foram localizadas as principais classes, pelo projeto AQUÍFEROS. Entre elas predominam os Argissolos Vermelhos e Vermelho-Amarelos. A área de baixada e a planície de inundação dos dois córregos que drenam a sub-bacia é ocupada por Gleissolos, e os afloramentos de rocha ocorrem no alto das encostas e elevações. Ocorrem ainda as classes Nitossolos e Luvisolos. O transecto estudado se encontra no domínio de Argissolo Vermelho-Amarelo distrófico (PVA_d2), caracterizado por baixa fertilidade e susceptibilidade à erosão (Figura 7).

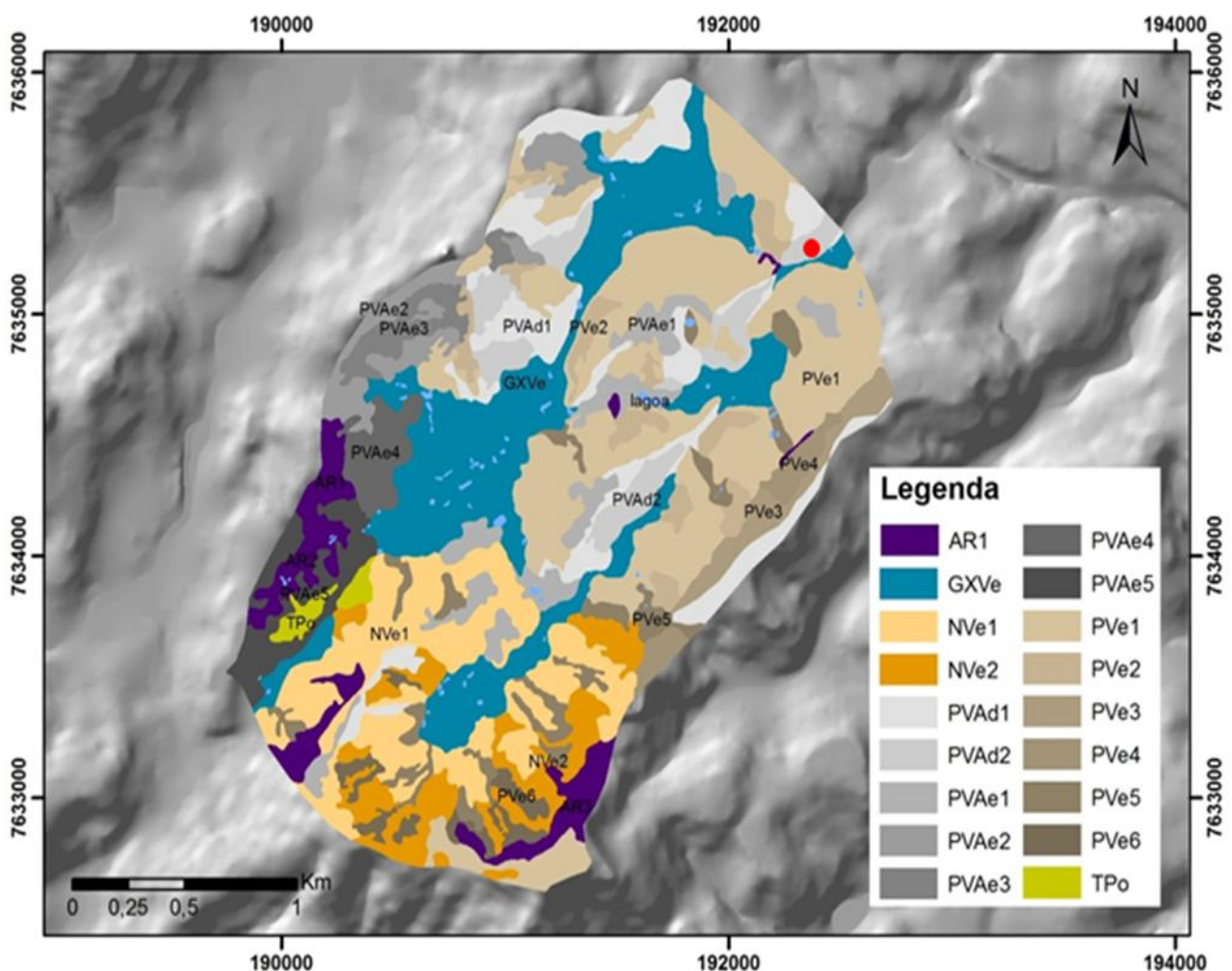


Figura 7 – Mapa de Solos da Sub-bacia de Barro Branco e em detalhe a localização do transecto estudado que se encontra na zona de Argissolos vermelho-amarelos (Fonte: Pinto, 2013).

4.4 Caracterização Climática e Cobertura Vegetal

A região apresenta uma elevada vulnerabilidade natural das terras aos processos erosivos, condicionada principalmente pelo relevo acidentado e presença de solos com elevado gradiente textural. A reduzida cobertura vegetal e a utilização de práticas inadequadas de manejo do solo acentuaram a vulnerabilidade à erosão conduzindo a região a uma situação bastante grave no que se refere à degradação ambiental (CARVALHO *et al.*, 2000) com um alto índice pluviométrico, como visto a seguir. Por isso a importância de estudar os processos que ocorrem no local.

De acordo com Gonçalves *et al.* (2006), as temperaturas na bacia hidrográfica do Rio São Domingos sofrem uma grande influência da latitude e principalmente da altitude, dado o relevo acentuado da região. A temperatura média é de 23,3°C para as altitudes entre 80 e 360 metros, com variação da temperatura média anual em torno de 22 a 24°C.

A classificação climática da bacia do rio São Domingos, segundo Köppen (1948), é *Aw*, ou seja, clima tropical, com inverno seco e utilizando a classificação de Thornthwaite (1948) tem-se a tipologia C1dA'a', clima Megatérmico Subúmido Seco. Apresenta estação chuvosa no verão, de novembro a abril, e nítida estação seca no inverno, de maio a outubro (julho é o mês mais seco). A temperatura média do ar do mês mais frio é superior a 18°C, enquanto as precipitações pluviométricas são superiores a 750 mm anuais (GONÇALVES *et al.*, 2006). A precipitação pluviométrica média anual na bacia hidrográfica do Rio São Domingos é de 1.171,8 milímetros, sendo dezembro o mês mais chuvoso, e julho o de menor precipitação (GONÇALVES *et al.*, 2006).

O entendimento dos aspectos climáticos da região é de extrema importância, pois conforme discutido por Gonçalves *et al.* (2006), o longo período de deficiência hídrica aliado a solos com baixa capacidade de retenção

de água e elevada evapotranspiração resultante das altas temperaturas, faz com que seja necessária, na zona rural, a adoção de práticas de manejo que melhorem a capacidade de retenção de água no solo, como o plantio direto, além do uso racional de água na zona urbana.

Conforme descrito por Fidalgo & Abreu (2005), a cobertura vegetal encontra-se bastante reduzida, sendo a maior parte das terras ocupadas por pastagens; as áreas cultivadas correspondem a pequenas parcelas de cultivo, distribuídas de maneira não uniforme na bacia. As principais culturas de inverno são o tomate e o pimentão, que totalizaram 161,73 hectares no inverno de 2004. As culturas de verão são o milho e o arroz, tendo sido cultivados ao todo 196,55 hectares no verão de 2004/2005. A lavoura do tomate ganha destaque na região, correspondendo a 38% da produção do estado, onde São José de Ubá é um dos maiores produtores (BHERING *et al*, 2005).

A ausência de práticas conservacionistas e o aumento de consumo de água desde a década de 50, devido ao cultivo do tomate, associados às vazões inexpressivas do Rio São Domingos foram determinantes para a geração de problemas de disponibilidade hídrica, caracterizando a bacia do Rio São Domingos como uma das regiões mais secas e degradadas do Rio de Janeiro (SILVA *et al*. 2005). Apenas 35,7% dos domicílios do município de São José de Ubá têm acesso à rede de distribuição de água, 57,4% têm acesso à água através de poço ou nascente e 6,9% têm outra forma de acesso. O volume total de água distribuído recebe tratamento convencional, alcançando 596 m³/d (BHERING *et al*, 2005).

Mais especificamente, na sub-bacia do Barro Branco o uso predominante da bacia é a pastagem, ocupando 94,68% de sua área, seguida por 5,09% da área ocupada por vegetação natural alterada e 0,23% por solo exposto (BARRETO, 2010), mostrado na Figura 8. Além disso, pode-se observar que o transecto estudado se encontra no domínio de gramíneas, utilizadas como pasto hoje em dia pelo proprietário, mas que já foi usado como área de cultivo no passado.

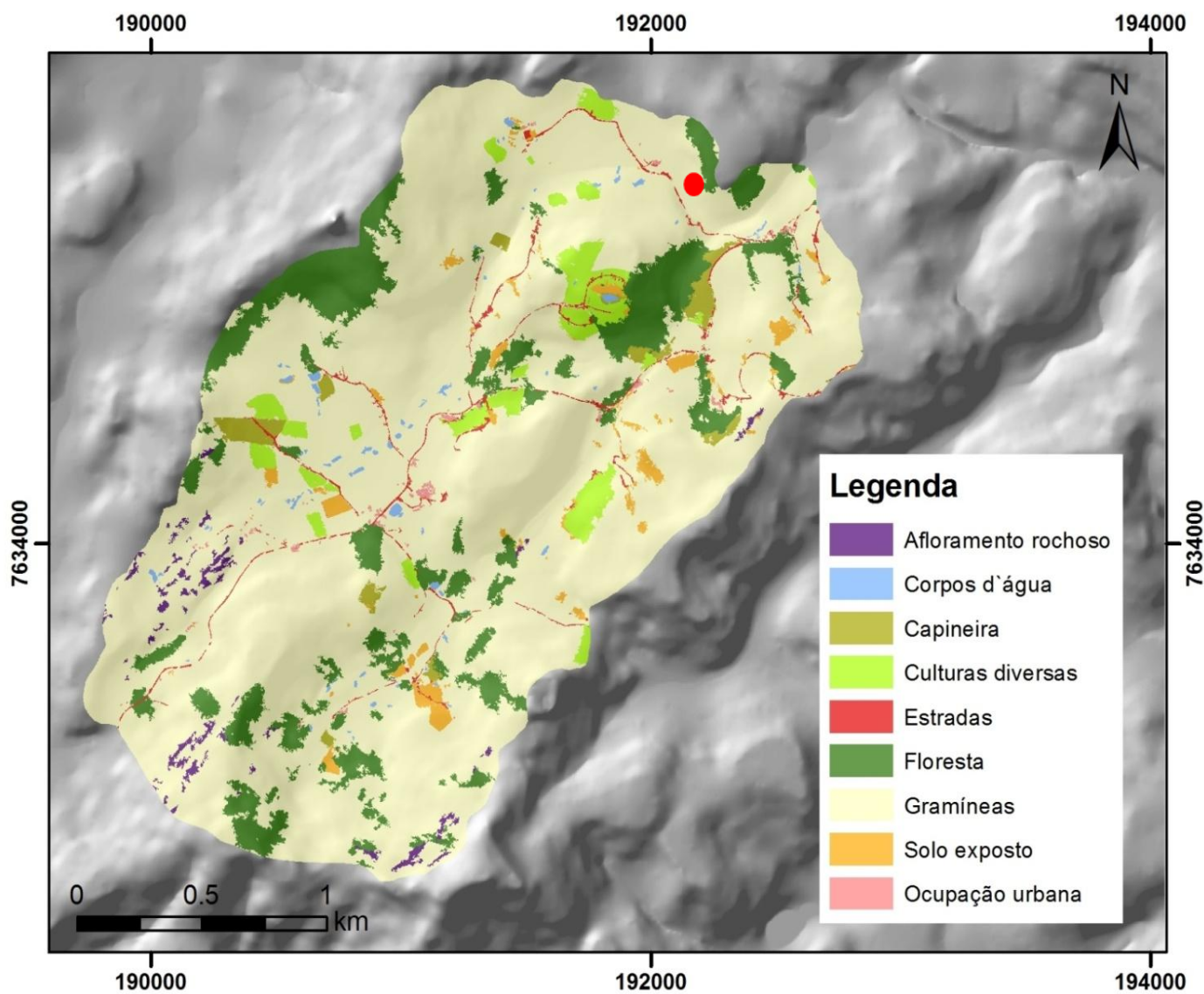


Figura 8 – Mapa de Uso do Solo da Sub-bacia de Barro Branco, no detalhe o transecto se encontra no domínio de gramíneas que, no caso dessa encosta, é utilizada como pasto (Fonte: Pinto, 2013).

5 MATERIAIS E MÉTODOS

5.1 Definição do Transecto de Amostragem

O transecto foi definido com base no objetivo da continuação e ampliação dos resultados de trabalho anterior (SANTOS, 2012), que, por sua vez, levou em consideração uma encosta (Figura 9) que fosse representativa das principais características encontradas na bacia em estudo no que diz respeito a declividade, tipo e uso do solo e, além disso, possuísse topo plano com vegetação preservada, proporcionando assim o sítio de referência para as análises do $^{210}\text{Pb}_{\text{ex}}$.



Figura 9 – Encosta escolhida para a coleta das amostras. Topo com vegetação preservada e área de pastagem ao longo da encosta, com árvores de médio porte ao longo da mesma. Observam-se feições erosivas ao longo da mesma, agravadas pelos caminhos do gado e pelo solo suscetível a processos hidroerosivos, como escoamento superficial.

Com relação à altitude, a encosta em questão possui altitude variando entre 135 e 190 m, com ângulo médio de 20°, convexa na parte alta e côncava na parte baixa. Com relação ao solo, como visto anteriormente, observa-se predominância do tipo Argissolo Vermelho-Amarelo. Com relação à vegetação, no topo (ângulo de 5°) há presença de densidade vegetacional significativa, que de acordo com o proprietário existe há, pelo menos, 80 anos, podendo ser considerada uma floresta secundária. No restante da encosta a cobertura predominante é de pastagem degradada, já que não é uma área utilizada para cultivo nem para o gado (apesar de haver indícios de que o gado passa pela área). O que corrobora com a utilização local, onde a cultura do tomate apresenta alta rotatividade, ocupando as áreas por curtos períodos. Segundo o proprietário, por volta de sete anos atrás as partes média (relevo côncavo e presença de feições erosivas) e baixa da encosta (sopé da encosta) foram utilizadas para plantação de tomate.

5.2 Coleta de Amostras em Campo

Foram coletadas amostras indeformadas em anel de Kopecky, em 7 pontos de um transecto, com profundidade de 50 cm e intervalo de 5 em 5 cm, separados por, em média, 22 m. Em 6 pontos desse transecto houve a coleta de 2 repetições de cada amostra, sendo 3 amostras por profundidade, para fins estatísticos, totalizando 190 amostras, com um volume total de 19.761,9 cm³, em um total de 26,753 kg de solo, conforme demonstrado nos esquemas das figuras 10, 11, 12 e 13.

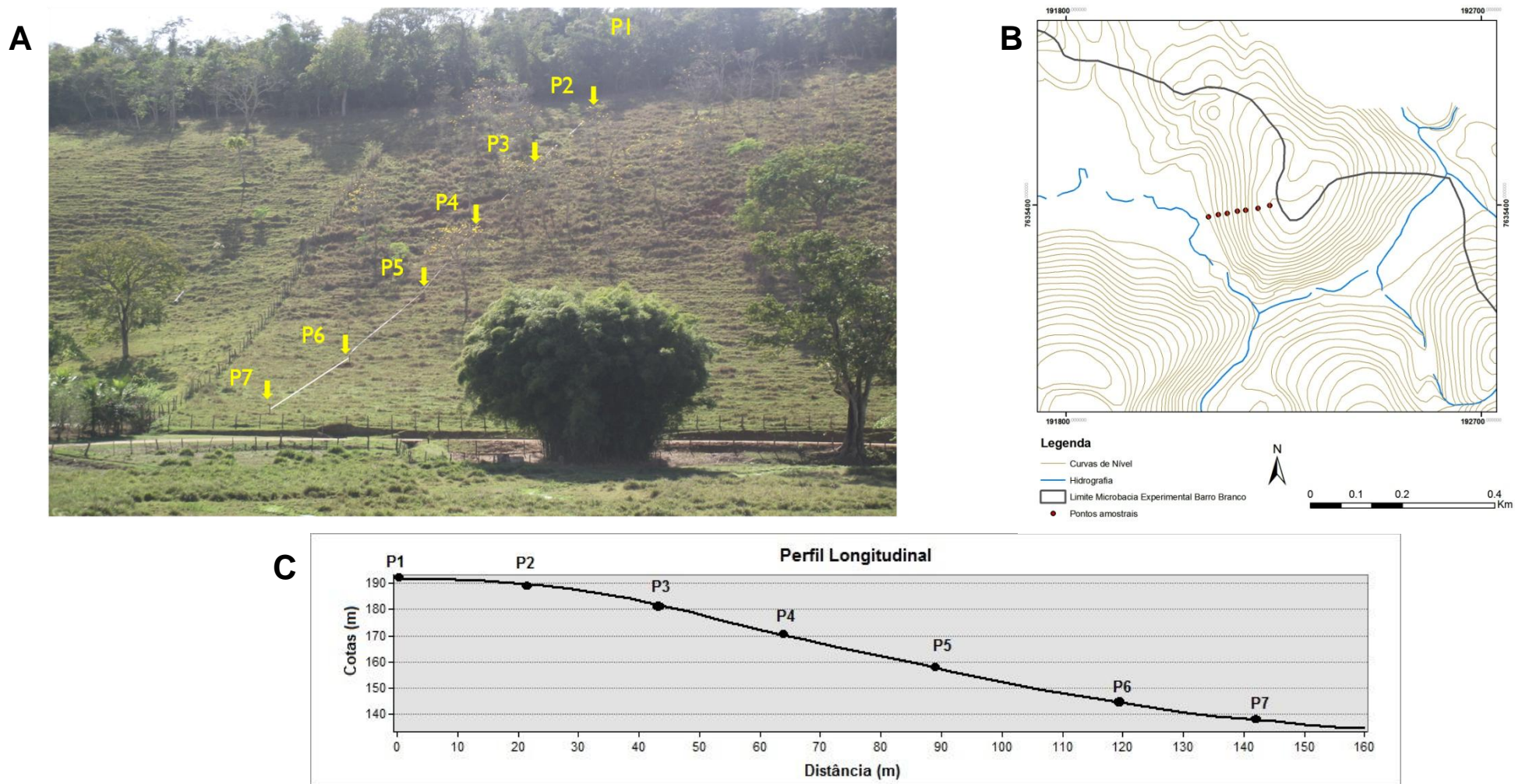


Figura 10 – (A) Esquema da coleta de amostras no transecto, onde P1 é a área de referência, P2 a parte mais alta e P7 a parte mais baixa. (B) Os pontos coletados em detalhe no mapa de cotas da sub-bacia do Barro Branco. (C) Perfil longitudinal da amostragem, onde cada ponto de coleta está separado por uma média de 22 m.

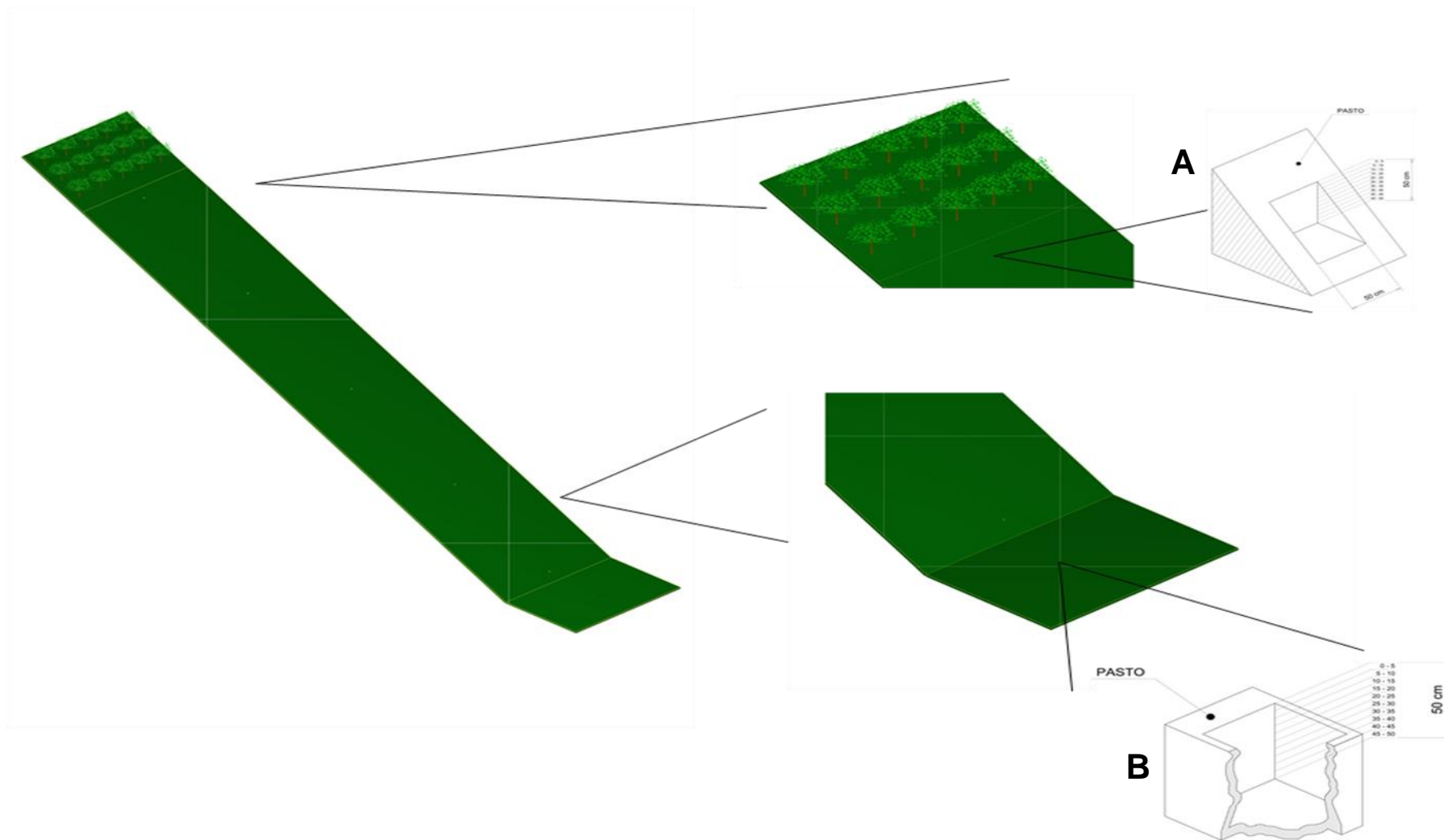


Figura 11 – Esquema da coleta de amostras no transecto. Na parte superior e todos os pontos de coleta com declividade (A), a coleta de amostras se deu de 5 em 5 cm, em trincheiras de, em média, 50 cm de largura e 1 m de profundidade, já que a coleta se dava de 0 a 50 cm. Na parte mais baixa, ponto 7, (B) a trincheira teve que ser um pouco diferente, por não acompanhar a declividade, com 50 cm de largura e por volta de 80 cm de profundidade.



Figura 12 – Transecto amostrado. Em detalhe, os 7 perfis de coleta, onde P1 é a Área de Referência, amostrado dentro da Floresta. Diferenças de coloração, resistência na utilização do amostrador, tamanho dos perfis, tamanhos dos horizontes, etc.



Figura 13 – Metodologia de amostragem, utilizando anéis de Kopecky ($104,01 \text{ cm}^3$) e amostrador indeformado da SondaTerra.

5.3 Tratamento das Amostras e Análise de Concentração de $^{210}\text{Pb}_{\text{ex}}$

A análise da concentração de $^{210}\text{Pb}_{\text{ex}}$ nos solos foi realizada de acordo com o método recomendado por Godoy *et al.* (1998).

1. Pesar 5 g de sedimento seco em tubo de polipropileno de 50 mL já identificado com o código da amostra.
2. Adicionar 40 mL de HBr $0,5 \text{ mol} \cdot \text{L}^{-1}$ e aquecer em banho-maria, com agitação, a 80°C , durante 2 horas.
3. Deixar decantar e, em seguida, centrifugar por 2 minutos a 3000 rpm.
4. Reservar a solução e repetir o procedimento com mL de HBr $0,5 \text{ mol} \cdot \text{L}^{-1}$, adicionando 2 g de Cloreto de Hidroxilamina. Depois de decantar e centrifugar, juntar as soluções em uma proveta graduada, caso necessário filtrar as soluções com papel filtro, medir o volume recuperado das amostras.
5. 1 mL do carreador de Pb (20 mg/ml) é adicionado à solução, passando-a em seguida por coluna de vidro tipo U à vazão de 1 mL/min. A coluna de vidro possui 1 cm de diâmetro e contém 1 g de resina Dowex 1x8 50-100 mesh, sendo pré-condicionada com 50 mL de HBr 0,5M.
6. Adicionar 100 mL da solução HNO_3 $1 \text{ mol} \cdot \text{L}^{-1}$ na coluna de vidro para eluir o chumbo e recolher em um Becker de 250 mL.
7. Evaporar quase à secura a solução HNO_3 $1 \text{ mol} \cdot \text{L}^{-1}$ recolhida, retomando posteriormente com 100 mL de água deionizada.
8. O pH é ajustado para aproximadamente 5 com 0,5 g de solução de Acetato de Amônia.
9. O chumbo é precipitado como cromato adicionando 2 mL da solução de K_2CrO_4 , a 5%, fervendo com vidro de relógio até o precipitado coagular.
10. Um papel de filtro quantitativo de fluxo médio WR brand, 474, 150 mm, com 2 mm de diâmetro é pesado e, posteriormente, usado para filtrar o precipitado.
11. Lavar o precipitado com água deionizada e etanol a 80%.
12. Secar o filtrado na estufa a 80°C e pesar, levando a peso constante.

13. A amostra é coberta com contact, montada e contada no P-10 após duas semanas. O equipamento utilizado na contagem do ^{210}Pb foi o Berthold LB 770 10-Channel α - β Low-Level Counter.

Através desse método, toda a concentração de ^{210}Pb presente nas amostras de solo é obtido, tanto o ^{210}Pb suportado (formado no próprio solo) quanto o ^{210}Pb em excesso (advindo da precipitação radioativa). Porém, o cálculo das taxas de redistribuição de sedimentos é baseado apenas na concentração de $^{210}\text{Pb}_{\text{exc}}$. Para encontrá-lo será realizado o seguinte procedimento: um valor constante da concentração de ^{210}Pb em profundidade representa a concentração do radionuclídeo formado *in situ*. Quando esse valor é obtido, ele é então subtraído da concentração de ^{210}Pb de cada uma das camadas localizadas acima desse ponto. Dessa forma, é alcançado somente a concentração de ^{210}Pb resultante da precipitação radioativa, ou seja, o $^{210}\text{Pb}_{\text{exc}}$.

5.4 Parâmetros Complementares

5.4.1 Densidade Aparente (D_{ap})

Determinada pelo método do anel volumétrico de Kopecky (anel de aço, de bordas cortantes), de volume $104,1\text{cm}^3$, onde se estabelece uma relação entre o volume da amostra e seu peso seco (amostra seca em estufa a 105°C). (EMBRAPA, 1997).

$$\text{Densidade Aparente} \left(\frac{\text{g}}{\text{m}^3} \right) = \frac{a}{b} \quad (1)$$

a = peso da amostra seca 105°C
 b = volume da amostra
 (Volume total do anel = Volume total da amostra: $\pi \times h \times r^2$)

5.4.2 Análise Granulométrica (percentual de areia, silte e argila)

Método da pipeta: determinada por sedimentação, empregando-se agitador de alta rotação e NaOH como agente de dispersão. (EMBRAPA, 1997).

5.4.3 Análise de Carbono Orgânico Total (COT)

Determinada a partir da queima de matéria orgânica com dicromato de potássio em meio sulfúrico. O excesso dicromato, após oxidação, é titulado com solução padrão de sulfato ferroso amoniacal (sal de Mohr).

$$C \left(\frac{g}{kg} \right) = [40 - (\text{volume gasto em cada amostra} \times f)] \times 0,6 \quad (2)$$

$f = 40 / \text{volume de sulfato ferroso gasto na prova em branco}$

Onde:

$f \rightarrow$ é o Fator de correção 1 e será igual para todas as amostras tituladas com a mesma prova em branco no dia.

$\times 0,6 \rightarrow$ Apenas quando não há apenas uma diluição, ou seja, adição de 10 mL de dicromato de potássio. Quando há diluição, 0,6 será multiplicado pelo número de diluições (Ex.: s/ diluição: 0,6x1; 1 dil.: 0,6x2; 2 dil.: 0,6x4).

% \rightarrow multiplica-se o valor de $C \left(\frac{g}{kg} \right)$ por 100.

5.5 Aplicação do Modelo de Conversão

Após a mensuração da concentração do $^{210}\text{Pb}_{\text{exc}}$ nos solos, as taxas de erosão foram calculadas utilizando o modelo de conversão descrito abaixo, conforme proposto por Walling e He (1999) e Zhang *et al.* (2003):

$$h = \frac{H (A_0 - A) \lambda}{A} \quad (3)$$

Onde:

h = profundidade anual de perda de solo (cm);

H = profundidade do arado realizado na bacia (cm);

A_0 = inventário de $^{210}\text{Pb}_{\text{exc}}$ da área de referência ($\text{Bq} \cdot \text{m}^{-2}$);

A = inventário de $^{210}\text{Pb}_{\text{exc}}$ das áreas de coleta de amostras ($\text{Bq} \cdot \text{m}^{-2}$);

λ = coeficiente de decaimento radioativo do ^{210}Pb (0,03).

Multiplicando a espessura anual de perda de sedimentos ($\text{cm} \cdot \text{ano}^{-1}$) pela densidade aparente do solo (g/cm^3), é possível obter uma taxa de erosão expressa em $\text{t} \cdot \text{ha}^{-1} \cdot \text{ano}^{-1}$.

Assumindo que o $^{210}\text{Pb}_{\text{exc}}$ nos solos está em estado de equilíbrio entre a entrada do radionuclídeo da atmosfera e o decaimento radioativo, a média do fluxo atmosférico de $^{210}\text{Pb}_{\text{exc}}$ deverá ser calculada de acordo com o modelo de conversão abaixo, conforme recomendado por Sanchez-Cabaza *et al.* (2007):

$$\text{Fluxo } ^{210}\text{Pb} (\text{Bq} \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{ano}^{-1}) = \lambda (\text{ano}^{-1}) \times \text{inventário de } ^{210}\text{Pb}_{\text{exc}} \text{ da área de referência } (\text{Bq} \cdot \text{m}^{-2}) \quad (4)$$

Onde λ é o coeficiente de decaimento radioativo do ^{210}Pb (0,0311).

6. RESULTADOS E DISCUSSÕES

6.1 Distribuição do ^{210}Pb

A partir das análises de concentração de ^{210}Pb obtivemos a sua distribuição ao longo do perfil de solo na área de referência (P1), na alta encosta (P2), média encosta (P4) e baixa encosta (P6). Cabe ressaltar que não foram analisados todos os pontos amostrados por uma questão de prazo de finalização do trabalho, mas que todos serão finalizados posteriormente para publicação. Dessa forma, os resultados aqui apresentados e as discussões dos mesmos levaram em consideração os pontos de coleta acima citados.

Nos gráficos (Figura 14), o ^{210}Pb representa tanto o elemento suportado, ou seja, formado no próprio solo, como também o elemento em excesso ou não suportado, advindo da precipitação radioativa. Através da análise dos gráficos, percebe-se que a partir de determinada profundidade (em geral, em torno dos 20-35 cm) a concentração do ^{210}Pb assume um valor relativamente constante, representando assim o elemento formado *in situ*.

Conforme explicado no item 5.3, quando o valor constante desse radionuclídeo em profundidade é obtido, ele é então subtraído da concentração de ^{210}Pb da camada localizada acima desse ponto (faz-se uma média desses valores). Dessa forma, é alcançado somente o teor de ^{210}Pb que atinge o solo através da precipitação radioativa, ou seja, o $^{210}\text{Pb}_{\text{exc}}$.

Os cálculos para esse trabalho foram feitos da seguinte forma: a concentração de ^{210}Pb utilizada foi a da área de referência (a média dos valores de P1 35-40/40-45/45-50 cm, que deu 16,4), a partir daí subtraiu-se esse valor (16,4) de cada valor acima de 25-30 cm, no caso de P1; de cada valor acima de 30-35 cm, no caso de P2; de cada valor acima de 20-25 cm, no caso de P4; e de cada valor acima de 35-40 cm, no caso de P6.

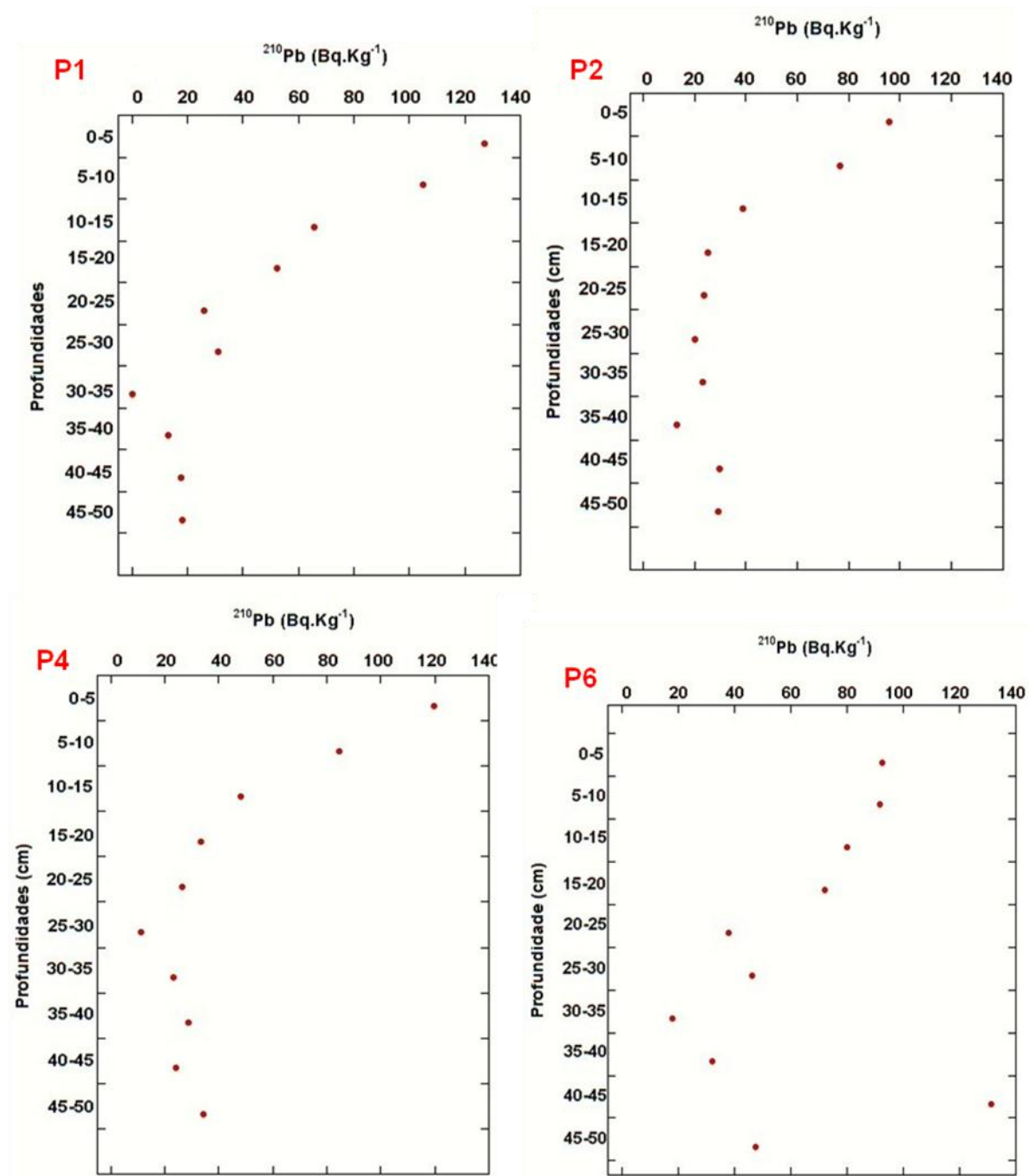


Figura 14 – Valores de concentração de ^{210}Pb na área de referência (P1), alta encosta (P2), média encosta (P4) e baixa encosta (P6). Observa-se uma tendência de constância nos valores a partir das profundidades: 25-30 cm em P1, 30-35 cm em P2, 20-25 em P4.

6.2 Distribuição do $^{210}\text{Pb}_{\text{ex}}$ em Profundidade

Os resultados de concentração de $^{210}\text{Pb}_{\text{ex}}$ (Figura 15 e 16) demonstraram que o mesmo tendeu a se concentrar nos primeiros 35 cm do perfil de solo, resultado que corrobora com Santos (2012), que observou que na alta e média encosta esse elemento se concentrou nos primeiros 20 cm do perfil de solo, enquanto na baixa encosta ele atinge 30 cm de profundidade. Esses dados são semelhantes aos mostrados por Gaspar *et al.* (2011), que também estudaram a distribuição do $^{210}\text{Pb}_{\text{ex}}$ ao longo de um transecto submetido a diferentes usos na Espanha, onde segundo os autores, concentrações de $^{210}\text{Pb}_{\text{ex}}$ na alta, média e baixa encosta são encontrados até 19, 25 e 34 cm de profundidade no solo, respectivamente.

Outros trabalhos também seguem o mesmo padrão, como Walling e He (1999) que, analisando a distribuição desse elemento em uma bacia hidrográfica no Reino Unido, também relatam que as concentrações de $^{210}\text{Pb}_{\text{ex}}$ em áreas não perturbadas são encontrados nos primeiros 18 cm do solo, enquanto que em áreas cultivadas valores desse radionuclídeo podem ser encontrados em maiores profundidades, o que, em geral, depende da espessura do arado realizado no local de estudo, o que no caso do trabalho de Walling e He (1999), o $^{210}\text{Pb}_{\text{ex}}$ atingiu 20 cm, que é a profundidade de arado do solo feita na área. Outro exemplo é o trabalho de Doering *et al.* (2006) que, estudando uma região na Austrália, mostram que, aproximadamente, 85% da concentração do radionuclídeo se encontra nos primeiros 10 cm do solo e, aplicando uma equação que expressa a relação entre profundidade e a concentração de $^{210}\text{Pb}_{\text{ex}}$, os autores assumem que 99% desse elemento está presente nos 25 cm iniciais do perfil de solo.

Na baixa encosta (P6) as concentrações de $^{210}\text{Pb}_{\text{ex}}$ atingiram maior profundidade, o que pode ser explicado pelo acúmulo de sedimentos devido à progressiva acumulação de partículas contendo $^{210}\text{Pb}_{\text{ex}}$ erodido das partes superiores da encosta, conforme discutido por Walling e He (1999), além disso, Zhang *et al.* (2006), falam que esse tipo de comportamento é típico de áreas de sedimentação.

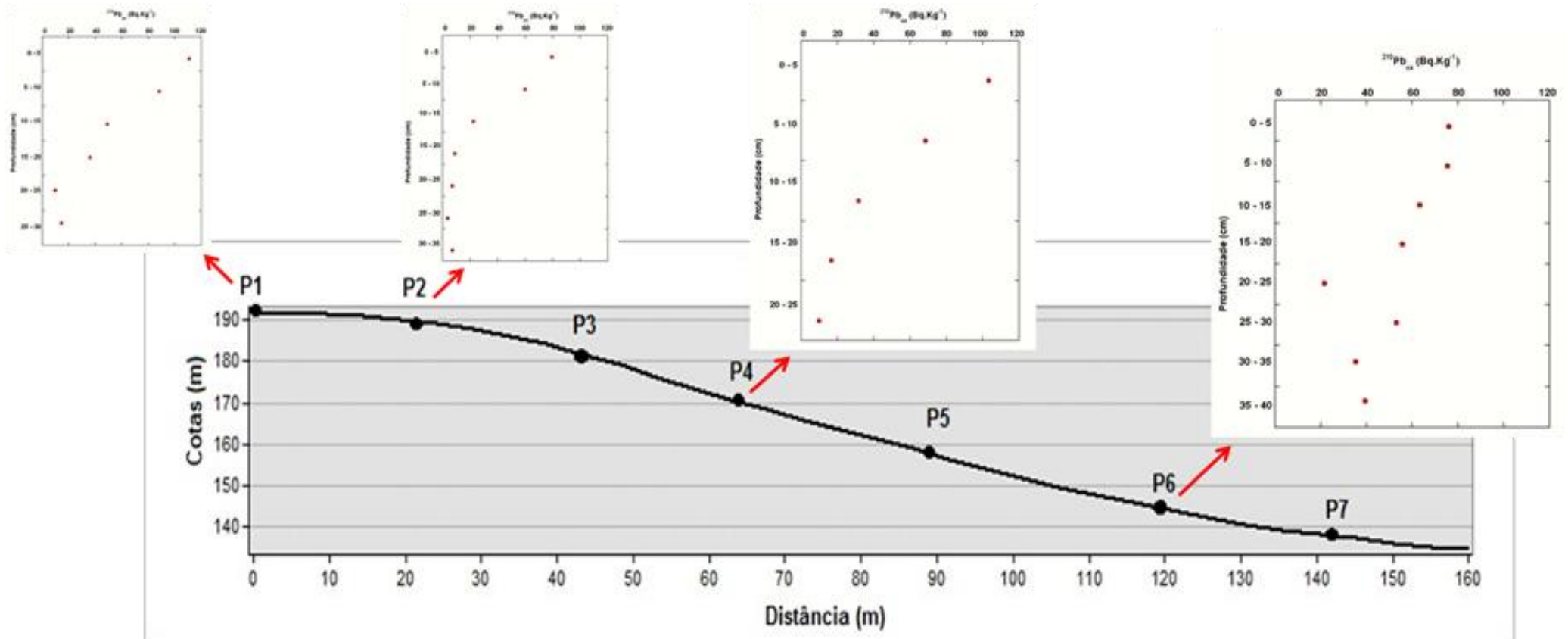


Figura 15 – Os valores de concentração de $^{210}\text{Pb}_{\text{ex}}$ na área de referência (P1) até 30 cm, alta encosta (P2) até 35, média encosta (P4) até 25 cm e baixa encosta (P6) até 40 cm. Sendo assim, pode-se considerar que os valores de concentração de $^{210}\text{Pb}_{\text{ex}}$ demonstraram que o mesmo tendeu a se concentrar nos primeiros 35 cm do perfil de solo.

Na área de referência foi possível identificar o perfil clássico de decaimento exponencial em profundidade da concentração de $^{210}\text{Pb}_{\text{ex}}$, corroborando com os relatados nos trabalhos de Walling e He (1999), Matisoff *et al.* (2002), Walling *et al.* (2003) e Gaspar *et al.* (2011). Os valores variaram de 110,9 a 9,7 $\text{Bq} \cdot \text{Kg}^{-1}$, no topo e na profundidade de 20-25 cm, respectivamente. Percebem-se claramente as características típicas de um sítio não perturbado, como a máxima atividade do radionuclídeo ocorrendo na superfície do solo (110,9 $\text{Bq} \cdot \text{Kg}^{-1}$), devido à contínua entrada de $^{210}\text{Pb}_{\text{ex}}$ da atmosfera, e menores concentrações desse elemento nas profundidades abaixo da superfície, mostrando que não houve revolvimento do solo.

Na alta encosta (P2), nota-se que as concentrações de $^{210}\text{Pb}_{\text{ex}}$ atingem até 35 cm, apesar de ser uma área de perda de sedimentos. Os primeiros centímetros (0-10) possuem a maior concentração com valores de 79,74 e 60,12 $\text{Bq} \cdot \text{Kg}^{-1}$, pois são as áreas que recebem em maior quantidade o ^{210}Pb precipitado, porém a partir dos 10 cm há uma diminuição grande nos valores (28,14% de 0-5 cm para 10-15 cm). Uma explicação para os valores baixos, mas existentes até 35 cm, pode estar na aração utilizada durante a época do cultivo do tomate nessa parte da encosta.

Bhering (2007) explica que o sistema de produção predominante na região é o chamado plantio em “covões”, que consiste em bacias de 20 cm de diâmetro e 15 cm de profundidade, no interior da qual são transplantadas as mudas de tomate e o sistema de irrigação, realizado através de mangueiras, sem qualquer tipo de monitoramento. Ainda segundo o autor, o sistema de preparo do solo consiste de duas operações de aração e de duas operações de gradagem. Sendo assim, percebe-se que grande parte do revolvimento do solo não ocorre apenas nos primeiros centímetros do solo, fazendo com que o $^{210}\text{Pb}_{\text{ex}}$ se distribua mais profundamente.

Na média encosta (P4) é possível observar a tendência de decaimento exponencial em profundidade, com valores de 103,23 a 10,0 $\text{Bq} \cdot \text{Kg}^{-1}$, o que pode indicar que esse sítio não foi revolvido pelo cultivo, sendo utilizado apenas para a pastagem. Autores como He e Walling (1997) e Walling *et al.* (2003) afirmam que esse é o comportamento típico do $^{210}\text{Pb}_{\text{ex}}$ em profundidade para áreas de pastagem.

Na baixa encosta (P6) possui as características de uma área de deposição, com características de um sítio com concentrações “homogêneas” e uma diminuição abrupta do valor em 20-25 cm, para depois aumentar novamente. Esse comportamento poderia nos sugerir dois perfis de solo, em que um foi soterrado pelos sedimentos que são transportados até o sopé da encosta. Os valores vão de 76,04 a 35,20 Bq · Kg⁻¹, com a diferença do valor de 21,58 Bq · Kg⁻¹ na profundidade de 20-25 cm.

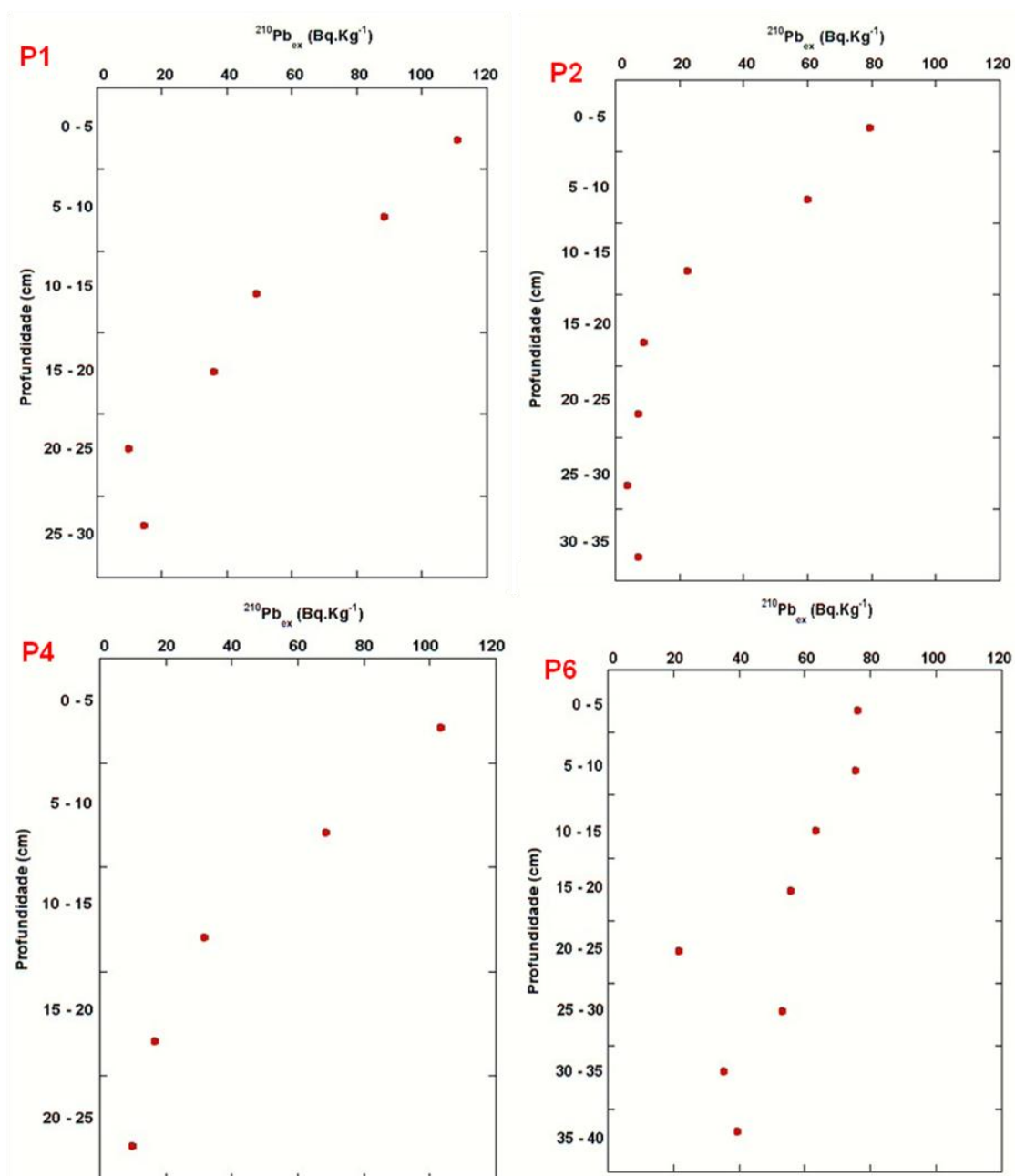


Figura 16 – Valores de concentração de ²¹⁰Pb_{ex} na área de referência (P1) de 110,9 a 9,7 Bq · Kg⁻¹, na alta encosta (P2) de 79,54 a 3,67 Bq · Kg⁻¹, na média encosta (P4) de 103,23 a 10,0 Bq · Kg⁻¹ e na baixa encosta (P6) de 76,04 a 21,58 Bq · Kg⁻¹.

A partir desses dados já podemos ter uma ideia de como está ocorrendo a redistribuição do solo nessa encosta. Quando comparamos as somas das concentrações de $^{210}\text{Pb}_{\text{ex}}$ com o da área de referência, o da alta encosta (P2) é 40,36% menor, o da média encosta é 25,44% menor e o da baixa encosta é 36,36% maior. Sugerindo erosão intensa na alta e média encosta e deposição na baixa encosta, nos últimos 100 anos. Assim como a soma das concentrações, o inventário total de $^{210}\text{Pb}_{\text{ex}}$ também é um indicador desse comportamento, como podemos observar na Figura 17.

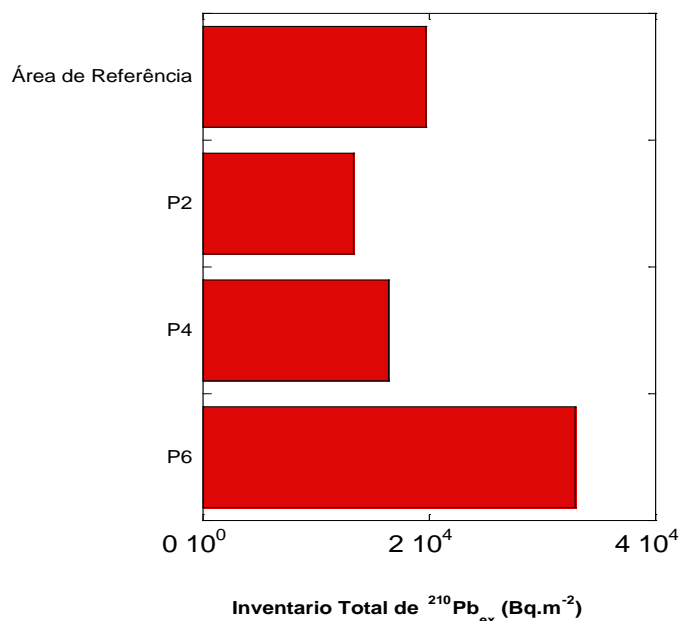


Figura 17 – Valores do Inventário Total de $^{210}\text{Pb}_{\text{ex}}$ na área de referência (P1) de $19693 \text{ Bq}\cdot\text{m}^{-2}$, na alta encosta (P2) de $13331 \text{ Bq}\cdot\text{m}^{-2}$, na média encosta (P4) de $16435 \text{ Bq}\cdot\text{m}^{-2}$ e na baixa encosta (P6) de $32897 \text{ Bq}\cdot\text{m}^{-2}$.

A análises da atividade de $^{210}\text{Pb}_{\text{ex}}$ nas amostras coletadas na área de referência indicam que o valor do inventário desse radionuclídeo, ou seja, a concentração total desse elemento é de $19693 \text{ Bq}\cdot\text{m}^{-2}$ (Figura 17). Devido às características de relevo estável e vegetação densa e preservada que essa parte do transecto apresenta, esse valor foi tomado como o inventário de referência da bacia hidrográfica em estudo. Esse valor está acima do encontrado por Santos (2012), $5406 \text{ Bq}\cdot\text{m}^{-2}$, e dos valores de comparação por ela utilizados, tais como Walling e He (1999), que relatam um inventário de referência de $^{210}\text{Pb}_{\text{ex}}$ similar ao encontrado no trabalho dela, com valor de $5170 \text{ Bq}\cdot\text{m}^{-2}$ para uma bacia hidrográfica no Reino Unido e Liu *et al.* (2001),

que fornecem informações sobre inventários de referência de $^{210}\text{Pb}_{\text{ex}}$ em diferentes partes do mundo, apontando valores que variam entre 767 e 12233 $\text{Bq} \cdot \text{m}^{-2}$.

Já os valores de inventário de referência mostrados por Zhang *et al.* (2006) para uma região na China estão entre os maiores registros, de 12860 $\text{Bq} \cdot \text{m}^{-2}$, e são os mais próximos do valor encontrado para este trabalho, e foi explicado pelos autores através do elevado fluxo anual de deposição atmosférica de $^{210}\text{Pb}_{\text{ex}}$ nos solos encontrado na área. Até o momento, além dos dados de Santos (2012) sobre o inventário de $^{210}\text{Pb}_{\text{ex}}$ em solos, tanto em áreas preservadas como em áreas cultivadas, não foram relatados para o Brasil.

6.3 Parâmetros Complementares e o comportamento do $^{210}\text{Pb}_{\text{ex}}$ nos perfis de solo

Diversos autores relatam a capacidade da matéria orgânica e da fração argila presentes no solo em adsorver o $^{210}\text{Pb}_{\text{ex}}$. De acordo com Dorr e Munnich (1989), traçadores naturais e antropogênicos depositados na superfície do solo, onde a matéria orgânica é máxima, são preferencialmente fixados por esta. Ainda segundo esses autores, a superfície específica e a capacidade de troca iônica do material orgânico são, ainda, maiores do que a de partículas como argila e areia, favorecendo assim a adsorção dos radionuclídeos pela matéria orgânica presente no solo.

Os resultados encontrados corroboram com essa afirmação, pois é possível observar a relação entre os teores de carbono orgânico total (COT) e as concentrações de $^{210}\text{Pb}_{\text{ex}}$, a não ser na baixa encosta (P6), onde essa relação não fica clara. Na área de referência (P1), a distribuição em profundidade dos teores de COT é muito semelhante, diminuindo exponencialmente com a profundidade. Na alta encosta (P2), que existe uma diminuição dos teores de COT, assim como das concentrações de $^{210}\text{Pb}_{\text{ex}}$, a partir da profundidade de 15-20 cm, a única exceção é a profundidade de 5-

10 cm que apresenta um leve aumento no teor de COT (0,01%), que pode ser desconsiderado (Figura 18).

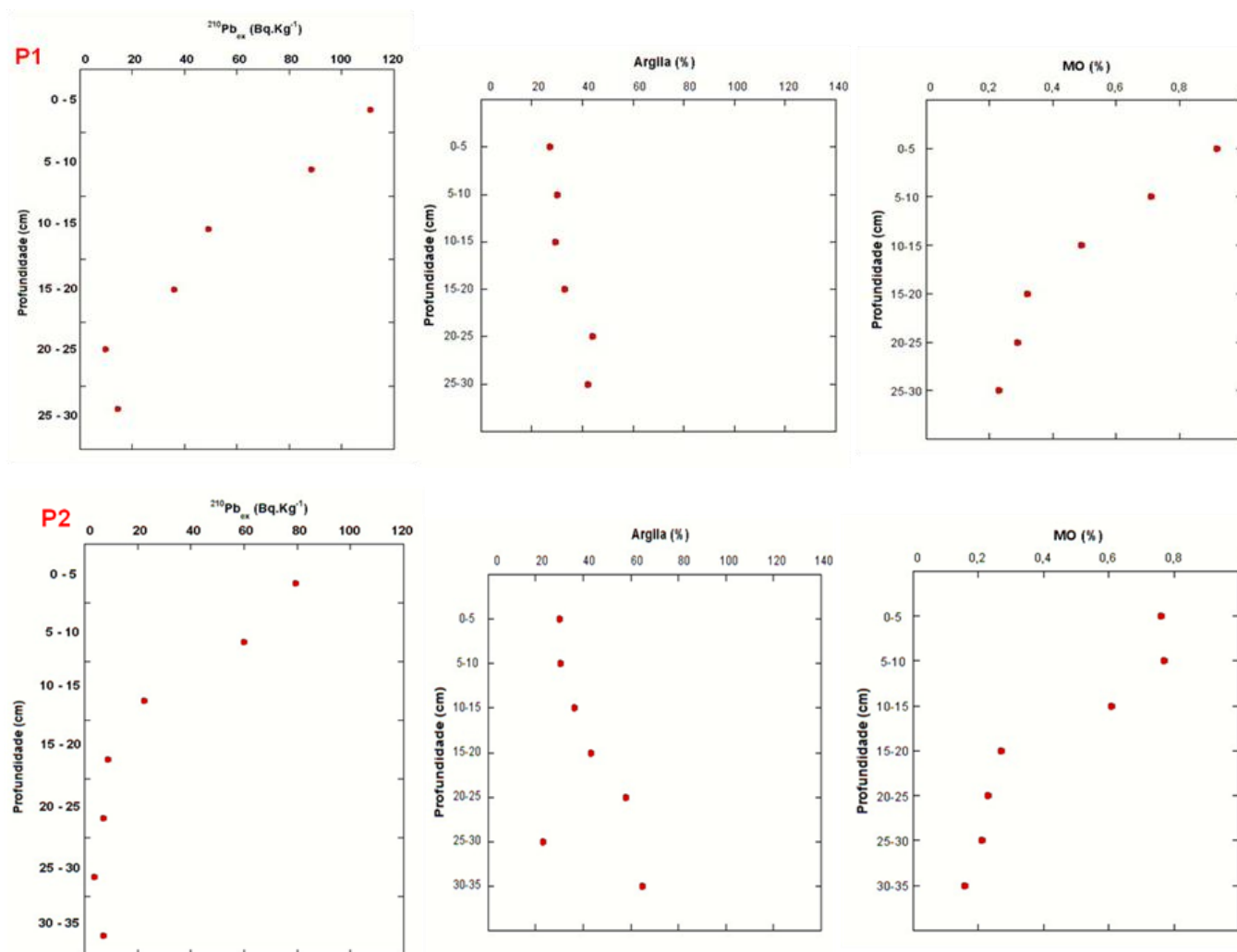


Figura 18 – Valores de concentração de $^{210}\text{Pb}_{\text{ex}}$ na área de referência (P1) e na alta encosta (P2), correlacionados com os teores de argila e Matéria Orgânica no solo, demonstrando forte relação na distribuição em profundidade no perfil entre os dados de concentração de $^{210}\text{Pb}_{\text{ex}}$ e os teores de Matéria Orgânica.

Os teores de argila na área de referência apresentam comportamento semelhante com os encontrados por Martinez *et al.* (2010) em área não perturbada, onde os teores vão aumentando de acordo com a profundidade. Porém, a correlação com os demais perfis está difícil de ser feita (Figura 18 e 19).

Na média encosta (P4) e na baixa encosta, essa relação não é tão didática quanto na área de referência (P1) e possui uma exceção na profundidade de 5-10 cm, onde há um aumento significativo em relação à superfície (0-5), porém existe uma diminuição dos teores de COT, assim como das concentrações de $^{210}\text{Pb}_{\text{ex}}$. Já na baixa encosta (P6) a exceção se encontra mais visivelmente na profundidade de 20-25, onde a concentração de $^{210}\text{Pb}_{\text{ex}}$ tem uma significativa diminuição, para depois aumentar na profundidade de 25-30 cm, o que não ocorre com os valores de Matéria Orgânica (Figura 19).

Corroborando com os dados, Gaspar *et al.* (2011) também encontraram que as concentrações de $^{210}\text{Pb}_{\text{ex}}$ foram significativa e positivamente correlacionadas ao teor de matéria orgânica, refletindo o alto conteúdo de matéria orgânica nas camadas superficiais do solo, que geralmente coincide com as maiores atividades desse radionuclídeo. Ainda nesse contexto, eles não acharam significante correlação com os teores de argila, que foi correlacionada com a falta de uniformidade de distribuição da fração no perfil e a ausência de uma clara diminuição com a profundidade.

Dessa forma, embora ocorra o reconhecimento de que as propriedades físicas e químicas dos solos possuem influência sobre sua eficácia no armazenamento dos radionuclídeos, a falta de consenso na literatura em relação ao papel da matéria orgânica e da fração argila na adsorção do $^{210}\text{Pb}_{\text{ex}}$ evidencia a necessidade de maiores estudos sobre o assunto. He e Walling (1996) também relatam que é preciso a continuidade das investigações sobre a interação da mineralogia dos solos e a fixação dos radionuclídeos, assim como estudos sobre a distribuição do $^{210}\text{Pb}_{\text{ex}}$ entre a camada orgânica e mineral do solo.

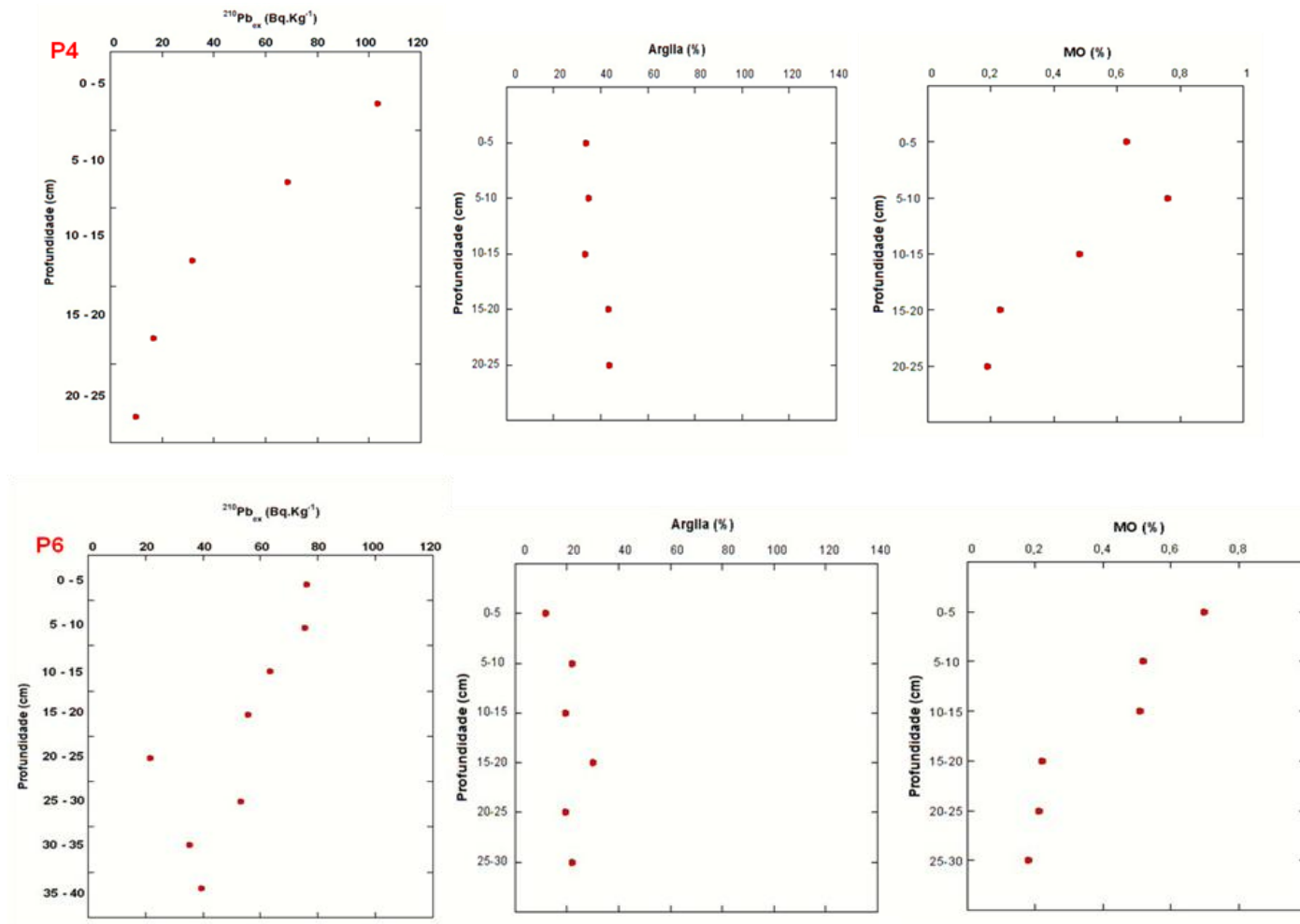


Figura 19 – Valores de concentração de $^{210}\text{Pb}_{\text{ex}}$ na média encosta (P4) e na baixa encosta (P6), correlacionados com os teores de argila e Matéria Orgânica no solo, demonstrando forte relação na distribuição em profundidade no perfil entre os dados de concentração de $^{210}\text{Pb}_{\text{ex}}$ e os teores de Matéria Orgânica.

6.4 Fluxo Anual de Deposição Atmosférica de $^{210}\text{Pb}_{\text{ex}}$ nos Solos

O fluxo anual de deposição atmosférica de $^{210}\text{Pb}_{\text{ex}}$ nos solos foi calculado de acordo com a equação 4, e o valor encontrado para a área de referência da sub-bacia de Barro Branco foi de $612,45 \text{ Bq} \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{ano}^{-1}$, valor muito acima do encontrado anteriormente, para a mesma área, por Santos (2012), que foi de $168 \text{ Bq} \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{ano}^{-1}$. Deve-se levar em consideração que a densidade amostral era consideravelmente menor, o que, conseqüentemente, é um fator contribuidor para um menor valor final, já que o inventário total de $^{210}\text{Pb}_{\text{ex}}$, também foi maior.

Os dados de comparação utilizados para o trabalho de Santos (2012) foram os valores globais do fluxo de deposição de $^{210}\text{Pb}_{\text{ex}}$ apontados por Appleby e Oldfield (1992) (variam entre 50 e $150 \text{ Bq} \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{ano}^{-1}$) e os valores apontados por Liu *et al.* (2001) (variação global entre 23 e $367 \text{ Bq} \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{ano}^{-1}$), com os quais o valor encontrado nesse trabalho não se relacionam, pois ficam muito acima, sendo quase o dobro do valor máximo apontado por Liu *et al.* (2001).

Porém, outros trabalhos também excederam o máximo estabelecido, como Zhang *et al.* (2006), que apresentam um elevado fluxo de deposição anual para uma bacia na China com valor de $385,8 \text{ Bq} \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{ano}^{-1}$, o que, nesse caso, é explicado pelos autores através das condições topográficas e meteorológicas da região. De acordo com Zhang *et al.* (2006), a bacia estudada é cercada por montanhas e possui um clima chuvoso e nublado. As nuvens espessas evitam que a geração local de $^{210}\text{Pb}_{\text{ex}}$ se disperse para a troposfera superior, recebendo ainda a entrada desse radionuclídeo das regiões do entorno, devido à direção do ar que prevalece na área.

No caso do presente trabalho, tal valor poderia ser explicado a partir do clima da região, que apresenta uma nítida estação chuvosa no verão, período durante o qual a precipitação radioativa será máxima. Dessa forma, as características climáticas da região contribuem para o alto índice de fluxo anual de deposição atmosférico do $^{210}\text{Pb}_{\text{ex}}$ no solo.

6.5 Taxas de Erosão dos Solos a Partir da Aplicação de Modelo de Conversão

A partir dos resultados de concentração de $^{210}\text{Pb}_{\text{ex}}$ para a encosta, puderam ser estimadas, através do modelo de conversão proposto por Walling e He (1999), as taxas de erosão para alta, média e baixa encosta (P2, P4 e P6). Os valores obtidos para a profundidade média anual de perda de solo para a alta encosta foi de $24,91 \text{ t} \cdot \text{ha}^{-1} \cdot \text{ano}^{-1}$; para a média encosta foi de $10,97 \text{ t} \cdot \text{ha}^{-1} \cdot \text{ano}^{-1}$; e para baixa encosta foi de $-22,76 \text{ t} \cdot \text{ha}^{-1} \cdot \text{ano}^{-1}$ (Tabela 5). Esses resultados demonstram a erosão ocorrendo na alta e média encosta, enquanto ocorre a deposição na baixa encosta e corroboram com os dados encontrados pelas concentrações de $^{210}\text{Pb}_{\text{ex}}$.

Tabela 5 – Valores de taxas de erosão para a alta encosta (P2), média encosta (P4) e baixa encosta (P6); ilustram as áreas onde ocorrem a erosão e a área de deposição do transecto.

	Taxas de erosão (cm · ano⁻¹)	Taxas de erosão (t/ha⁻¹ · ano⁻¹)	Taxas de erosão (m/M · ano)
P2	0,20	24,91	2100
P4	0,09	10,97	900
P6	-0,18	-22,76	-1800

Para a conversão dos dados em $\text{cm} \cdot \text{ano}^{-1}$ foram utilizados os dados de densidade aparente médios para cada ponto amostrado. Na alta encosta, a densidade média encontrada foi de $1,16 \text{ g/cm}^3$; para a média encosta, de $1,23 \text{ g/cm}^3$; e para baixa encosta a densidade foi de $1,26 \text{ g/cm}^3$.

A tabela 6 fornece alguns exemplos de trabalhos que utilizaram o método do $^{210}\text{Pb}_{\text{ex}}$ para obter taxas de erosão dos solos em diferentes partes do mundo. Se compararmos os resultados obtidos nesse estudo com os dados relatados pela literatura, observa-se que as taxas de erosão encontradas para o transecto analisado na bacia hidrográfica de Barro Branco estão dentro da média e não são os maiores valores encontrados que utilizaram essa técnica. Porém são muito diferentes dos encontrados por Santos (2012), que achou o valor de $102 \text{ t} \cdot \text{ha}^{-1} \cdot \text{ano}^{-1}$ para média encosta e $41 \text{ t} \cdot \text{ha}^{-1} \cdot \text{ano}^{-1}$ para a baixa encosta, um valor positivo, quando no caso desse trabalho o valor encontrado

foi negativo. Discrepância que pode ser explicada, mais uma vez, pela densidade amostral e pelo tipo de metodologia utilizada na amostragem, que fez toda a diferença nos valores de densidade aparente.

No entanto, ainda é preciso fazer correlações mais precisas, pois ainda existe uma carência de estudos em áreas correlatas que utilizam a técnica do $^{210}\text{Pb}_{\text{ex}}$ para investigar os processos erosivos.

Os resultados encontrados estão de acordo com os processos predominantes na região. A encosta analisada na bacia de Barro Branco possui uso predominante de pastagem, e acredita-se que o processo erosivo nesse sítio esteja sendo agravado pelo adensamento da camada superficial do solo, que é demonstrado através da densidade aparente do solo para os segmentos da alta, média e baixa encosta no transecto estudado. A densidade aparente da camada mais superficial do solo (0-5 cm) na alta encosta, com presença de vegetação densa, é de $1,12 \text{ g/cm}^3$. Já na alta, média e baixa encosta, áreas com presença de gramínea voltada para pastagem, esses valores se mostram bem mais elevados, $1,30 \text{ g/cm}^3$, $1,35 \text{ g/cm}^3$ e $1,53 \text{ g/cm}^3$, respectivamente. Isso indica que na alta, média e baixa encosta as camadas superficiais do solo se encontram mais compactadas, o que resulta em menores taxas de infiltração e maiores perdas de solo por escoamento superficial, mas no caso da baixa encosta essas perdas podem ser diminuídas devido ao seu grau de declividade consideravelmente mais suave, propiciando a deposição.

Diversos fatores podem estar contribuindo para esse processo, como a baixa proteção oferecida ao solo pela cobertura vegetal de gramínea, o pisoteio do gado que, ao longo do tempo, pode causar a quebra dos agregados do solo, e a falta de manejo adequado nas terras da região, visto que, de acordo com Abreu e Fidalgo (2006), predomina na bacia o chamado pasto sujo, que se caracteriza pela presença de plantas invasoras como ervas daninhas, gramínoides raquíticas, além de vegetais de porte arbustivo e arbóreo esparsamente distribuído nas áreas.

Walling *et al.* (2003), analisando taxas de redistribuição dos solos através do $^{210}\text{Pb}_{\text{ex}}$ em encostas submetidas a usos agrícolas e de pastagem, mostram que nas áreas de pastagem a taxa de produção de sedimentos (75-86%) foi maior que nas áreas agrícolas (5-61%). Segundo os autores, um dos motivos que explica esse quadro é a formação de crostas na superfície dos

solos de pastagem, que resulta no aumento do transporte de sedimentos por escoamento superficial.

Descheemaeker *et al.* (2006) encontraram resultados semelhantes na Etiópia, analisando o efeito do uso do solo no escoamento superficial: os maiores coeficientes de escoamento superficial foram encontrados para a pastagem, seguida da vegetação mais nova. Segundo os autores, isso se deu pela menor capacidade da vegetação rala, em ambos os casos, de interceptar e atenuar o impacto das gotas de chuva no solo.

Os resultados estão condizentes com a escala que o $^{210}\text{Pb}_{\text{ex}}$ registra, uma média do processo erosivo ocorrido ao longo dos últimos 100 anos, conseguindo assim captar o período em que ocorreram mudanças no uso do solo na área de estudo. Até a década de 1950, a economia local era baseada no cultivo de produtos agrícolas, como o café, a cana-de-açúcar, o feijão, o algodão e o milho. A partir dessa época, as áreas anteriormente ocupadas com lavouras vêm cedendo espaço para a pecuária, além da introdução do cultivo do tomate de mesa sem adoção de práticas conservacionistas. Acredita-se que essa mudança tenha agravado o processo erosivo, fato esse que não consegue ser captado pelo uso das técnicas tradicionais, que mensuram a erosão em uma escala de tempo menor.

Tabela 6 – Exemplos de alguns trabalhos encontrados na literatura que utilizaram o método do $^{210}\text{Pb}_{\text{ex}}$ para obter taxas de erosão dos solos em diferentes partes do mundo.

Autor	Local onde o estudo foi realizado	Características da área de estudo	Taxas de erosão registradas pelo método do $^{210}\text{Pb}_{\text{ex}}$
Walling <i>et al.</i> (2003)	Zâmbia, África	Precipitação média anual de 800-900 mm, com uma estação seca de abril a outubro. Ângulos de encosta variam entre 2-5°. Predomínio da agricultura comunitária, seguido de pastagem e agricultura comercial. Solos lateríticos.	8,2 t.ha ⁻¹ .ano ⁻¹ nas áreas de agricultura comercial. 6,4 t.ha ⁻¹ .ano ⁻¹ nas áreas de agricultura comunitária. 4,5 t.ha ⁻¹ .ano ⁻¹ nas áreas de pastagem.
Walling e He (1999)	Reino Unido, Europa.	Precipitação média anual de 800 mm. Ângulo de encosta médio de 6°. Uso agrícola.	19,5 t.ha ⁻¹ .ano ⁻¹ , com taxa de produção de sedimentos de 41%.
Gaspar <i>et al.</i> (2011)	Espanha, Europa.	Precipitação média anual de 500 mm, com verões secos. Ângulo de encosta médio de 11°. Diferentes usos do solo: floresta natural, áreas agrícolas.	Taxa de erosão média de 9,6 (± 24,6) Mg.ha ⁻¹ .ano ⁻¹ , com valor máximo registrado de 83,7 Mg.ha ⁻¹ .ano ⁻¹ .
Zhang <i>et al.</i> (2006)	China, Ásia.	Precipitação média anual de 900 mm. Ângulo de encosta de 20° na alta encosta e 10° na baixa encosta. Uso agrícola.	Taxa de erosão média de 487 t.ha ⁻¹ .ano ⁻¹ na alta encosta. Taxa de erosão média de 169 t.ha ⁻¹ .ano ⁻¹ na baixa encosta.
Porto <i>et al.</i>	Itália, Europa.	Precipitação média anual de 670 mm. Encosta variando entre 24% e 53%. Bacias nunca cultivadas com pastagens não perturbadas (W1) e plantação de eucalipto (W3), marcadas por descontinuidades, com áreas de grama (W2).	Taxas de erosão totais com valores para a W1 de 13,9 t.ha ⁻¹ .ano ⁻¹ , para a W2 de 15,7 t.ha ⁻¹ .ano ⁻¹ e para a W3 de 20,6 t.ha ⁻¹ .ano ⁻¹ .
Porto & Walling (2012)	Itália, Europa.	Encosta de 10%. Precipitação anual média de 1.100 mm. Em cinco parcelas de erosão com diferentes entre vegetação natural e cultivos de diferentes culturas.	Taxas de erosão variando entre 6.5 t.ha ⁻¹ .ano ⁻¹ e 18.2 t.ha ⁻¹ .ano ⁻¹
Fukuyama <i>et al.</i> (2008)	Taiki, Japão.	Precipitação anual média de 2.069 mm. Ângulo de encosta médio de 42.9°. Floresta de Cipreste Japonês.	Valor máximo de taxa de erosão foi de 6,8 t.ha ⁻¹ .ano ⁻¹ , enquanto a taxa de erosão média foi 3,3 t.ha ⁻¹ .ano ⁻¹ .

7. CONCLUSÕES

As concentrações de $^{210}\text{Pb}_{\text{ex}}$ registrados no transecto estudado apresentaram níveis de detecção aceitáveis e os valores desse radionuclídeo mensurado para a área de referência foi compatível com o comportamento relatado pela literatura para diversas áreas no mundo. Porém, o inventário total encontrado foi elevado em relação aos demais, mas se correlaciona com o elevado valor encontrado para os fluxos anuais de deposição atmosférica encontrados.

As correlações com os parâmetros complementares devem ser mais bem estudadas, em especial com relação aos teores de argila, já que o comportamento em relação aos teores de matéria orgânica foi bastante satisfatório, apresentando comportamento semelhante ao relatado na literatura. Contudo, a pouca disponibilidade de trabalhos na literatura que trazem essas correlações dificultam a discussão.

O trabalho veio confirmar o que Santos (2012) já havia relatado, que a aplicação do método do radionuclídeo $^{210}\text{Pb}_{\text{ex}}$ para estimar a redistribuição de sedimentos para as condições ambientais encontradas no Noroeste Fluminense é de grande potencial.

No entanto, os dados relatados não devem ser vistos como resultados finais, uma vez que as análises de concentrações de $^{210}\text{Pb}_{\text{ex}}$ ainda não foram finalizadas e as discussões precisam ser ampliadas.

As taxas de erosão encontradas para o transecto analisado na bacia hidrográfica de Barro Branco diferem muito das encontradas por Santos (2012) e se correlacionam com as encontradas na literatura, o que comprova que a técnica utilizada na coleta e a densidade amostral são fatores importantes a serem levados em consideração. Percebe-se que, ainda, existe um campo a ser explorado de aplicação da técnica do $^{210}\text{Pb}_{\text{ex}}$ para investigar os processos erosivos que ocorrem em áreas de chuvas abundantes e/ou relevos íngremes.

A continuidade do trabalho, principalmente no que diz respeito ao aumento de sítios amostrados, em outros locais da bacia hidrográfica, é necessário para refinar a interpretação do comportamento do radionuclídeo $^{210}\text{Pb}_{\text{ex}}$ para as condições ambientais encontradas no Noroeste Fluminense

assim como para melhor compreender os processos erosivos que ocorrem a longo prazo na região.

8. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

AQUÍFEROS , 2001. Projeto: Planejamento Conservacionista das Terras e Modelagem Preditiva de Sistemas Aquíferos do Cristalino para a Recarga Hídrica em Bacias Hidrográficas de Relevo Acidentado. In: **Edital PRODETAB 087- 01/01**.

ANDRELLO, A. C. *et al.* Uso do céσιο-137 para avaliar taxas de erosão em cultura de soja, café e pastagem. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 27, p. 223-229, 2003.

ANDRELLO, A. C. **Aplicabilidade do ^{137}Cs para medir erosão do solo: modelos teóricos e empíricos**. 2004. 199p. Tese (Doutorado em Física) – Departamento de Física, Universidade Estadual de Londrina, Paraná, 2004.

APPLEBY, P. G.; OLDFIELD, F. Application of Lead-210 to sedimentation studies. In: IVANOVICH, M.; HARMAN, R.S. (Editors). **Uranium-Series Disequilibrium: Application to Earth, Marine and Environmental Sciences**. Oxford, UK: Clarendon Press, 1992, p. 731-738.

BACCHI, O. O. S. *et al.* **Sediment spatial distribution evaluated by three methods and its relation to some soil properties**. Soil & Tillage Research, v. 69, p. 117-125, 2003.

BARRETO, A. B. C. **Avaliação de Recarga e de Sustentabilidade de Recursos Hídricos Subterrâneos de uma Micro-bacia usando Modelagem Numérica**. 2010. 210p. Tese (Doutorado em Engenharia Civil) – Departamento de Engenharia Civil, Pontifícia Universidade Católica do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro, 2010.

BERNARD, J. M.; IIAVRI, T. A. Sediment damages and recent trends in the United States. **Journal of Sedimentary Research**, v. 15, p. 135-148, 2000.

BERTONI, J.; LOMBARDI NETO, F. **Conservação do solo**. São Paulo: Ícone, 1999. 355p.

BHERING, S. B.; PEREIRA, N. P.; MACEDO, J. R.; CHAGAS, C. S.; SILVA, E. F.; PRADO, R. B.; NETO, N. C. S. Caracterização edafológica das microbacias de Cambiocó e Santa Maria no município de São José do Ubá, região noroeste do estado do Rio de Janeiro para fins de planejamento conservacionista. In: CONGRESSO BRASILEIRO DE CIÊNCIA DO SOLO, 30. 2005, Recife. **Solos, Sustentabilidade e Qualidade Ambiental**. Recife: Embrapa Solos: Sociedade Brasileira de Ciência do Solo, 2005.

BOARDMAN, J. **Soil erosion science: Reflections on the limitations of current approaches**. Catena, v. 68, p. 73-86, 2006.

- BOIX-FAYOS, C. *et al.* **Measurement soil erosion by field plots: understanding the source of variations.** *Earth Science Reviews*, v. 78, p. 267-285, 2006.
- CAMMERAAT, L. H. **A review of two strongly contrasting geomorphological systems within the context of scale.** *Earth Surface Processes and Landforms*, v. 27, p. 1201-1222, 2002.
- CARVALHO, S. R.; CAMARGO FILHO, S. T.; ARONOVICH, S.; PALMIERI, F.; BLANCANEUX, P.; DIAS, P. F.; SILVA, J. N.. **Recuperação de áreas degradadas através da introdução de gramíneas forrageiras e de leguminosas arbóreas no estado do Rio de Janeiro.** Rio de Janeiro: Embrapa Solos, 2000. 42p. (Embrapa Solos. Boletim de Pesquisa, 18).
- CHAGAS, C. S. **Mapeamento digital de solos por correlação ambiental e redes neurais em uma bacia hidrográfica no domínio de mar de morros.** 2006. 223f. Tese (Doutorado em Solos e Nutrição de Plantas) – Universidade Federal de Viçosa, Viçosa, 2006.
- CLARK, E. H. The off-site cost of soil erosion. **Journal of Soil and Water Conservation**, v. 40, p.19-22, 1985.
- CORRECHEL, V. **Avaliação de Índices de Erodibilidade do Solo Através da Técnica da Análise da Redistribuição do “Fallout” do ¹³⁷Cs.** 2003. 99p. Tese (Doutorado em Ciências) – Centro de Energia Nuclear na Agricultura, Universidade de São Paulo, São Paulo, 2003.
- DANTAS, M. E. Geomorfologia do estado do Rio de Janeiro. In: CPRM. **Rio de Janeiro: geologia, geomorfologia, geoquímica, geofísica, recursos minerais, economia mineral, hidrogeologia, estudos de chuvas intensas, solos, aptidão agrícola, uso e cobertura do solo, inventário de escorregamentos, diagnóstico geoambiental.** Rio de Janeiro: CPRM: Embrapa Solos; [Niterói]: DRM-RJ, 2001. CD-ROM. Contém texto e mapa color, escala 1:500.000.
- DANTAS, M. E.; SHINZATO, E.; MEDINA, A. I. M.; SILVA, C. R.; PIMENTEL, J.; LUMBRERAS, J. F.; CALDERANO, S. B.; CARVALHO FILHO, A. Diagnóstico geoambiental do estado do Rio de Janeiro. In: CPRM. **Rio de Janeiro: geologia, geomorfologia, geoquímica, geofísica, recursos minerais, economia mineral, hidrogeologia, estudos de chuvas intensas, solos, aptidão agrícola, uso e cobertura do solo, inventário de escorregamentos, diagnóstico geoambiental.** Rio de Janeiro: CPRM: Embrapa Solos; [Niterói]: DRM-RJ, 2001. Cap. 11; CD-ROM. Contém texto e mapa color, escala 1:500.000.
- DIETRICH, W. E.; MONTGOMERY, D. R. Hillslopes. Channels and Landscape Scale. In: SPOSITO, G. (Ed.). **Scale Dependence and Scale Invariance in Hydrology.** California: Cambridge University Press, 1998. p. 30-60.
- EMPRESA BRASILEIRA DE PESQUISA AGROPECUÁRIA. Centro Nacional de Pesquisa de Solos (Rio de Janeiro, RJ). **Manual de métodos de análise de**

solo. 2. ed. rev e atual. Rio de Janeiro: EMBRAPA-CNPS, 1997. 212p. (EMBRAPA – CNPS, Documentos n. 1).

FERNANDES N., SANTOS A.C.F., PINTO C.S.B., BHERING S., GODOY J.M., FONTES R.L.P. Using fallout ^{210}Pb , ^7Be , sediment yield and modeling to assess soil erosion at different temporal and spatial scales in southeastern Brazil. In: 8th IAG International Conference on Geomorphology, Paris, 2013. **Anais...** Paris: International Association of Geomorphologists, 2013. Abstracts volume.

FIDALGO, E. C. C.; ABREU, M. B. Uso de imagens ASTER para o mapeamento do uso e cobertura da terra na bacia hidrográfica do rio São Domingos, RJ. In: XII Simpósio Brasileiro de Sensoriamento Remoto. Goiânia, 2005. **Anais...** Goiânia, 2005, p. 3747-3753.

FIDALGO, E. C. C.; ABREU, M. B.; ARAUJO, F. O. Uso e ocupação das terras na bacia hidrográfica do rio São Domingos. In: SIMPÓSIO DE GEOLOGIA DO SUDESTE, 9. SIMPÓSIO DE GEOLOGIA DE MINAS GERAIS, 13., 2005, Niterói. **Anais...** Niterói: Instituto de Geociências da UFF, 2005. CR-ROM.

FOSTER, G. R.; MOLDENHAUER, W. C.; WISCHMEIER, W. H. Transferability of US Technology for prediction and control of erosion in the tropics. In: SYMPOSIUM ON SOIL EROSION AND CONSERVATION IN THE TROPICS, 1. Fort Collins, 1979. **Soil erosion and conservation in the tropics**; resumos. Madison: ASA, 1985. p.135-149.

GASPAR, L. *et al.* Using ^{137}Cs and ^{210}Pb to assess soil redistribution on slopes at different temporal scales. *Catena*, v. 102, n. 0, p. 46-54, 2013. GEPARMBH, 2003. Projeto Gestão Participativa da Bacia do Rio São Domingos. In: **Edital CT-HIDRO/FINEP-MCT 02/2002**.

GODOY, J. M. *et al.* **An alternative method for the determination of excess ^{210}Pb in sediments**. *Radiation Protection Dosimetry*, v. 75, n. 1-4, p. 111-115, 1998.

GONÇALVES, A. O. *et al.* Caracterização Climática do Município de São José de Ubá, Estado do Rio de Janeiro. **Boletim de Pesquisa e Desenvolvimento**, n. 95 – Dados Eletrônicos – Embrapa Solos: Rio de Janeiro, 2006.

GUIMARÃES, M. F. **Césio-137 da precipitação radioativa (“fallout”) no estudo da erosão e sedimentação de solo**. 1988. 136p. Tese (Doutorado em Agronomia) – Escola Superior de Agricultura Luiz de Queiroz, Universidade de São Paulo, Piracicaba. 1988.

HUDSON, N. **Soil Conservation**. London: Batsford Academic & Educ, 1981. 312p.

KESSEL V. & WENDROTH, O. C. Landscape research — exploring ecosystem processes and their relationships at different scales in space and time. **Soil and Tillage Research**, v. 58, n. 3-4, p. 97-98, mar. 2001.

KIRKBY, M. J. *et al.* Scaling up processes and models from the field plot to the watershed and regional areas. **Journal of Soil and Water Conservation**, v. 51, n. 5, p. 391-397, 1996.

KÖPPEN, W. **Climatologia**. Buenos Aires: Panamericana, 1948. 478p.

LAL, R. Soil erosion by wind and water: Problems and prospects. In: LAL, R. **Soil erosion and research methods**. Wageningen: SWCS, 1988.

LESER, H., MEIER-ZIELINSKI, S., PRASUHN, V., SEIBERTH, C., 2002. **Soil erosion in catchment areas of Northwestern Switzerland. Methodological conclusions from a 25-year research programme**. Zeitschrift für Geomorphologie 46, 35-60.

LUMBRERAS, J. F.; *et al.* **Macropedoambientes da região noroeste fluminense: uma contribuição ao planejamento ambiental**. Rio de Janeiro: Embrapa Solos, 2004. (Embrapa Solos. Documentos, 64). Disponível em: <<http://www.cnps.embrapa.br/solosbr/publicacao.html>>.

LUMBRERAS, J. F. *et al.* Solos da bacia hidrográfica do rio São Domingos, municípios de São José de Ubá e Itaperuna, RJ. In: WORKSHOP INTEGRAÇÃO DE INFORMAÇÕES OBTIDAS NO ÂMBITO DO PROJETO AQUÍFEROS, 2006, Rio de Janeiro. **Anais...** Rio de Janeiro: Embrapa Solos, 2006. CD-ROM.

LUMBRERAS, J.F. **Relações Solo-Paisagem no Noroeste do Estado do Rio de Janeiro: Subsídios ao Planejamento de Uso Sustentável em Áreas de Relevo Acidentado do Bioma Mata Atlântica**. 2008. 305p. Tese (Doutorado em Geografia) – Departamento de Geografia, Universidade Federal do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro, 2008.

MABIT, L. *et al.* Comparative advantages and limitations of the fallout radionuclides ¹³⁷Cs, ²¹⁰Pb and ⁷Be for assessing soil erosion and sedimentation. **Journal of Environmental Radioactivity**, v. 99, p. 1799-1807, 2008.

MARCHIORO, E. **Modelagem Hidrosedimentológica na Bacia do Córrego Santa Maria: Subsídios à Aplicação de Práticas de Conservação de Água e Solo no Noroeste Fluminense**. 2008. 197p. Tese (Doutorado em Geografia) – Departamento de Geografia, Universidade Federal do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro, 2008.

MORAES, M. F. **Estimativa do balanço hídrico na bacia experimental/representativa de Santa Maria/Cambiocó – Município de São José de Ubá – RJ**. Tese (Doutorado em Engenharia Civil). Departamento de Engenharia Civil, Universidade Federal do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro, 2007. 233p.

MORGAN, R. P. C. **Soil erosion and conservation**. 2. ed. Essex: Longman, 1995. 198p.

NASCIMENTO FILHO, V. F.; GUIMARÃES, M. F.; FREIRE, O. *et al.* Perfis de Césio-137 e de radionuclídeos naturais em um Latossolo Vermelho Amarelo no Município de Piracicaba – SP. In: CONGRESSO GERAL DE ENERGIA NUCLEAR, 2, Rio de Janeiro, 1988. **Anais...** Rio de Janeiro: Associação Brasileira de Energia Nuclear, 1988, v. 3, p. 413-421.

PALMIERI, F.; LARACH, I. O. J. Pedologia e geomorfologia. In: GUERRA, A. J. T.; CUNHA, S. B. (Org.). **Geomorfologia e meio ambiente**. 3. ed. Rio de Janeiro: Bertrand Brasil, 2000, p. 59-122.

PARSONS, A. J. *et al.* A conceptual model for determining soil erosion by water. **Earth Surface Processes and Landforms**, v. 29, n. 10, p. 1293-1302, 2004.

PATCHINEELAM, S. R.; SMOAK, J. M. **Sediment accumulation rates along the inner eastern Brazilian continental shelf**. Wilhelmshaven: Geo-Marine Letters, v. 19, p. 196-201, 1999.

PINTO C.S.B., FERNANDES N., BHERING S. Modelagem hidrossedimentológica e manejo do solo: aplicação do SWAT na bacia de drenagem experimental do córrego Barro Branco, RJ. In: XVI Simpósio Brasileiro de Sensoriamento Remoto - SBSR, Foz do Iguaçu, PR, Brasil, 13 a 18 de abril de 2013. **Anais...** Foz do Iguaçu: INPE, 2013, p. 6510-6517.

RADEMA, 1999. Sistemas pastoris sustentáveis utilizando práticas de plantio direto para recuperação de áreas degradadas em relevo movimentado do bioma Mata Atlântica na Região Noroeste do Estado do Rio de Janeiro. In: **Edital PRODETAB 106-02/1999**.

RITCHIE, J. C.; SPRABERRY, J. A.; McHENRY, J. R. Estimating soil erosion from the redistribution of fallout of ^{137}Cs . **Soil Science Society of America Proceedings**, v. 38, p. 137-139, 1974.

RITCHIE, J. C.; McHENRY, J. R. Fallout ^{137}Cs : a tool in conservation research. **Journal of Soil and Water Conservation**, Ankeny, v. 30, p. 283-286, 1975.

_____. Application of radiation fallout ^{137}Cs for measuring soil erosion and sediment accumulation rates and patterns: a review. **Journal of Environmental Quality**, Madison, v. 19, p. 215-233, 1990.

ROBBINS, J. A. Geochemical and geophysical applications of radioactive lead. In: NRIAGU, J. O. (Ed.). **Biogeochemistry of Lead in the environment**. Amsterdam: Elsevier, p. 285-293, 1978.

ROELS, J. M. Estimation of soil loss at a regional scale based on plot measurements – some critical considerations. **Earth Surface Process and Landforms**, Chichester, v. 10, p. 587-595, 1985.

SADEGHI, S. H. R. *et al.* **Plot sizes dependency of runoff and sediment yield estimates from a small watershed.** *Catena*, 102: 55-61, 2003.

SAITO, R. T.; FIGUEIRA, R. C. L.; TESSLER, M. G.; CUNHA, I. I. L. ^{210}Pb and ^{137}Cs geochronologies in the Cananéia-Iguape estuary (São Paulo, Brazil). **Journal of Radioanalytical and Nuclear Chemistry**, Budapest, v. 249, n. 1, p. 257-261, 2001.

SANCHEZ-CABEZA, J. A. *et al.* Regional calibration of erosion radiotracers (^{210}Pb and ^{137}Cs): atmospheric fluxes to soils (Northern Spain). **Environmental Science & Technology**, v. 41, p. 1324-1330, 2007.

SANTOS, A. C. F. **Mensuração da Erosão dos solos com $^{210}\text{Pb}_{\text{ex}}$ em Áreas Degradadas do Noroeste Fluminense.** 2012. 77p. Dissertação (Mestrado em Geografia) – Departamento de Geografia, Universidade Federal do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro, 2012.

STROOSNIJDER, L. **Measurement of erosion:** Is it possible? *Catena*, v. 64, p. 162-173, 2005.

TESSLER, M. G.; FIGUEIRA, R. C. L.; MAHIQUES, M. M.; FUKUMOTO, M. M., CIAPINA, E. M. R. Sedimentation rates and contamination levels by heavy metals at shallow sedimentary columns from Santos estuary and bay, SP, Brazil. **Journal of Coastal Research**, West Palm Beach, Special Issue, 2004.

THORNTHWAITE, C. W. An approach toward a rational classification of climate. **Geographical Review**, New York, v. 38, n. 1, p. 55-94, 1948.

WALLING, D. E.; QUINE, T. A. Calibration of caesium-137 measurements to provide quantitative erosion rate data. **Land Degradation and Rehabilitation**, v. 2, p. 161-175, 1990.

WALLING, D. E.; QUINE, T. A. Use of ^{137}Cs measurements to investigate soil erosion on arable fields in the UK: potential applications and limitations. **Journal of Soil Science**, Cambridge, v. 42, p. 147-165, 1991.

WALLING, D. E.; QUINE, T. A. **Use of caesium-137 as a tracer of erosion and sedimentation.** I. Handbook for application of the caesium-137 technique. Exeter: University of Exeter, Department of Geography, 1993. 196p. (UK Overseas Development Administration Research Scheme R4579).

WALLING, D. E.; HE, Q. Using Fallout Lead-210 Measurements to Estimate Soil Erosion on Cultivated Land. **Soil Science Society America Journal**, v. 63, p. 1404-1412, 1999.

WALLING, D. E. *et al.* Using ^{137}Cs measurements to validate the application of the AGNPS and ANSWERS erosion and sediment yield models in two small Devon catchments. **Soil & Tillage Research**, v. 69, p. 27-43, 2003.

WALLING, D. E. *et al.* Using unsupported lead-210 measurements to investigate soil erosion and sediment delivery in small Zambian catchment. **Geomorphology**, v. 52, p. 193-213, 2003.

WISCHMEIER, W. H. and SMITH, D. D. A Rainfall erosion index for a universal soil-loss equation. **Soil Science Society of America Journal**, Madison, v. 23, p. 246-249, 1959.

ZAPATA, F. The use of environmental radionuclides as tracers in soil erosion and sedimentation investigations: recent advances and future developments. **Soil & Tillage Research**, v. 69, n. 1, p. 3-13, 2003.

ZARONI, M. J. **Estimativa da Produção de Sedimentos em Bacias Hidrográficas por Meio do Modelo de Erosão USLE e do Índice de Transferência de Sedimentos – SDR**. 2006. 139 p. Dissertação (Mestrado em Geografia) – Departamento de Geografia, Universidade Federal do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro, 2006.

ZHANG, X. *et al.* **A preliminary assessment of the potential for using ²¹⁰Pbex measurement to estimate soil redistribution rates on cultivated slopes in the Sichuan Hilly Basin of China**. *Catena*, v. 68, p. 1-9, 2006.