

CAPÍTULO 4
EFEITO DA EROÇÃO SOBRE O BANCO DE SEMENTES NAS ÁREAS EM
RESTAURAÇÃO DE URUCU, AM, BRASIL⁸

4.1 OBJETIVO

- Identificar o efeito da erosão no banco de sementes;

⁸ Sendo preparado, na forma de artigo, para submissão à revista Restoration Ecology.

4.2 RESUMO

O conhecimento das relações entre os fatores bióticos e abióticos é chave para o desenvolvimento de técnicas de restauração fundamentadas em processos ecológicos. O objetivo desta pesquisa foi identificar o efeito da erosão no banco de sementes. A pesquisa foi realizada na Amazônia Ocidental Brasileira, província petrolífera de Urucu, Coari, AM, na área contida em um círculo com 20 Km de raio ao redor do ponto de coordenadas $65^{\circ}11'15''\text{W}$ e $04^{\circ}51'55''\text{S}$. Neste local foram selecionadas aleatoriamente 36 áreas em restauração, com três tipos de proteção do solo. Foram coletadas amostras do banco de sementes em pontos de erosão e deposição interconectados. Inventários da regeneração foram realizados nos locais de coleta nos meses de agosto e dezembro. As amostras foram colocadas para germinar e acompanhadas durante 90 dias. Os dados quantitativos e qualitativos foram tratados por estatística descritiva e não paramétrica. Os pontos de deposição apresentaram maior quantidade de sementes germinadas (Mann-Whitney = 0,0062). Os resultados mostraram uma dependência positiva entre as sementes germinadas nos pontos de deposição com as dos pontos de erosão ($p=0,55$). A diminuição do peso do solo está relacionada com sua maior proteção pela vegetação. Esta diminuição é acompanhada pelo aumento da densidade e diversidade de sementes no banco. As plantas que mais germinaram são invasoras e ruderais, de hábito rasteiro e arbustivo, com sementes pequenas e leves. As sementes de árvores são raras e germinam em maior quantidade e diversidade no período mais chuvoso, mas não conseguem se estabelecer devido a compactação do solo e ao estresse hídrico. Neste estudo ficou comprovado que os processos erosivos participam da dispersão secundária e afetam a quantidade e diversidade de sementes no banco.

4.3 INTRODUÇÃO

A prospecção e exploração de hidrocarbonetos na Amazônica ocidental é uma atividade econômica cada vez mais presente, que coloca em risco mananciais de água, a floresta e sua biodiversidade e as populações tradicionais (Finer *et al.*, 2008). Na Amazônia Ocidental brasileira a área até então envolvida nesta atividade é de 67.000 km². Daí a importância de direcionar esforços no desenvolvimento de pesquisas e técnicas de restauração adequadas às diferentes intervenções e realidades socioambientais existentes nesta floresta. Para o sucesso da restauração ecológica nesta área é importante o conhecimento: a) do ecossistema que se pretende restaurar; b) da dinâmica entre os fatores bióticos - banco de sementes – e abióticos – erosão - atuantes no local afetado; c) de técnicas de restauração compatíveis com a realidade local e direcionadas ao objetivo que se pretende atingir (Choi, 2007).

Este estudo trata de um tema transversal ao meio biofísico: identificar a influência da erosão sobre o banco de sementes em áreas em restauração na Amazônia ocidental brasileira. Pesquisa desenvolvida no âmbito da Rede CT Petro Amazônia, que fomenta o treinamento, capacitação, intercâmbio e pesquisas na busca do desenvolvimento de tecnologias para a recuperação de ecossistemas e conservação da biodiversidade na Amazônia brasileira.

Nas florestas tropicais ainda são pouco conhecidas as relações entre os fatores bióticos e abióticos, especialmente no tocante aos processos que ocorrem na escala de tempo inferiores a 100 anos. A influência da erosão na dispersão de sementes foi prevista em modelos (Thornes, 1985; Chambers e MacMahon, 1994). As pesquisas identificando e quantificando esta interferência são mais comuns em ambientes fluviais (Richards *et al.*, 2002; Gurnell, 2007), em ecossistemas mais secos (Garcia-Fayos, 2004; Bochet e Garcia-Fayos, 2004) ou mesmo em locais onde os processos erosivos são acentuados (Guàrdia *et al.*, 2000). Nas florestas tropicais nem sempre a influência recíproca dos fatores bióticos e abióticos é perceptível com facilidade. Isto porque os processos geomorfológicos superficiais operam muito lentamente, tornando as interações com os fatores ecológicos menos visíveis e de difícil mensuração (Stallins, 2006).

A regeneração natural nas florestas ocorre por diásporos oriundos da dispersão via chuva de sementes, pelo banco de sementes, plântulas ou ainda a partir da reprodução

vegetativa. O balanço entre estes modos de regeneração influencia o sucesso ou a dominância de cada espécie na comunidade (Kennard *et al.*, 2002). No presente estudo o foco está direcionado ao banco de sementes, definido como o reservatório de sementes viáveis em uma determinada área do solo. Reservatório que corresponde as sementes não germinadas mas potencialmente capazes de substituir as plantas adultas que porventura tenham desaparecido por morte natural ou não ou por distúrbio (Roberts, 1981; Baker 1989). A capacidade de formação do banco de sementes está relacionada ao tamanho da semente (Thompson, 1987; Vernable e Brown, 1988). Formas pequenas e compactas são características de espécies persistentes no banco de sementes pois favorecem o enterramento, escape de predadores e costumam apresentar dormência (Grime *et al.*, 1988; Thompson *et al.*, 1993; Rees, 1996). A composição do banco de sementes no solo não tem, necessariamente, correspondência direta com a composição florística da mata primária, predominam nestes reservatórios as plantas pioneiras. A regeneração tem pelo menos quatro processos relacionados ao banco de sementes: **a)** colonização e estabelecimento de populações; **b)** manutenção da diversidade de espécies; **c)** estabelecimento de grupos ecológicos; **d)** restauração da riqueza de espécies (Uhl *et al.*, 1988). O sucesso da regeneração frente à necessidade de reposição de uma planta tem ligação com a densidade de sementes prontas para germinar e as condições ambientais favoráveis para seu estabelecimento (Garwood, 1989). Destacando que as limitações quanto a disponibilidade de água e nutrientes e a insolação direta favorecem o estabelecimento de espécies ruderais e invasoras, caso a dispersão de sementes destas espécies alcancem o micro-sítio (Liding-Cisneros e Zelder, 2002, Koike, 2006).

Sob o dossel da floresta 74,2% a 87,1% da precipitação chega ao solo favorecendo o intemperismo químico (Land e Öhlander, 2000; Ferreira *et al.*, 2005). A erosão pela retirada de solutos causa rebaixamento da superfície em valores entre 16 a 34 mm/10³ anos, em arenitos mesozóicos e terciários similares ao da Amazônia Ocidental. Ocorre também a erosão superficial do solo que varia em função da maior ou menor quantidade de chuva, fechamento do dossel e quantidade de serrapilheira, em valores da ordem de 30 a 338 kg.ha⁻¹.ano⁻¹ (Barbosa e Fearnside, 2000). Havendo erosão superficial é justo supor que o banco de sementes do solo poderá ser afetado por este processo. A retirada da floresta aumenta a erosão do solo fazendo com que as medidas de erosão deixem de

ser feitas em $\text{kg}\cdot\text{ha}^{-1}\cdot\text{ano}^{-1}$ e passem a ser feitas em $\text{t}\cdot\text{ha}^{-1}\cdot\text{ano}^{-1}$ (Fritsch e Sarrailh, 1986). Dado que é consequência das profundas alterações nos processos biofísicos atuantes.

Nas áreas degradadas pela indústria petrolífera o distúrbio resulta em: **I)** abertura do dossel facultando a incidência direta da radiação solar no solo, o que reduz a umidade do ar e do solo, ao tempo em que causa maiores perdas de água pelas plantas; **II)** no impacto direto das gotas de chuva sobre o solo, o que desagrega ao mesmo tempo em que compacta superficialmente o solo; **III)** em solos naturalmente adensados ou compactados por máquinas e o trânsito de veículos pesados; **IV)** redução da infiltração; **V)** aumento do escoamento superficial com perda de solo.

A compactação natural e artificial do solo dificulta o estabelecimento de novas plantas devido: **a)** perda de solo e propágulos pela erosão; **b)** lixiviação de nutrientes do solo pelo escoamento superficial; **c)** restrição a acumulação de água no solo pela redução da infiltração; **d)** representar uma barreira física para o desenvolvimento do sistema radicular das plantas, dificultando a fixação de plântulas e o desenvolvimento de mudas (Thornes, 1985; Jim, 1998; Pavao-Zuckerman, 2008).

A restauração destas áreas é feita tradicionalmente a partir da abordagem dendrológica, fundamentada na regeneração natural assistida (Shono *et al.*, 2007). O plantio utiliza 44 espécies vegetais arbóreas de diferentes grupos ecológicos, utilizadas em função da disponibilidade de mudas no viveiro. A hidrossemeadura é utilizada no controle da erosão, principalmente às margens das vias de acesso e tubovias. Utiliza gramíneas exóticas como *Andropogon bicornis* L, *Panicum pilosum* Sw, *Brachiaria humidicola* (Rendle) que costumam estar associadas à *Pueraria phaseoloides* (Roxb.) Benth e *Desmodium barbatum* (L.) Benth (Nascimento *et al.*, 2009a).

A fonte da regeneração natural é a chuva de sementes, que alimenta a formação de um novo banco de sementes. Os propágulos que chegam com a chuva de sementes podem ser oriundos de áreas vizinhas ou mesmo distantes, e as sementes porventura disponibilizadas pelas árvores cultivadas no âmbito da iniciativa para restauração.

Esta pesquisa foca a dispersão secundária, que ocorre quando um ou mais agentes dispersores atuam após a dispersão primária. A dispersão secundária implica no deslocamento do diásporo entre o local alcançado pela dispersão primária até outro, onde então a semente passa a integrar o banco de sementes. O principal componente da movimentação é no plano horizontal. A movimentação no plano vertical está relacionada a

possíveis diferenças topográficas do terreno, entre um ponto e outro atingido pelo propágulo, ou mesmo a penetração da semente na coluna de solo. O agente dispersor secundário tratado é o abiótico, especificamente o escoamento superficial (Chambers e MacMahon, 1994; Willson e Traveset, 2000).

Determinados processos ecológicos e geomorfológicos ocorrem no mesmo local e na mesma escala de tempo e espaço. Novas técnicas de restauração podem ser desenvolvidas a partir da compreensão de como estes fatores interagem (Renschler *et al.*, 2007). Neste sentido, a pergunta que este estudo pretende responder é: Qual o efeito da erosão na dispersão secundária de sementes e, por consequência, no banco de sementes?

4.4 METODOLOGIA

Os processos bióticos e abióticos se adequam a transformação da paisagem promovida pela exploração petrolífera. Para estudar o efeito da erosão no banco de sementes e, por consequência, no processo de regeneração/restauração das áreas afetadas foi adotada a abordagem descrita a seguir:

4.4.1 SELEÇÃO DAS ÁREAS

De forma aleatória foram selecionadas 36 áreas em restauração dentre as 196 existentes (Figura 1). Das 36 áreas, 20 são de empréstimo, 15 de poços e uma de bota-fora.

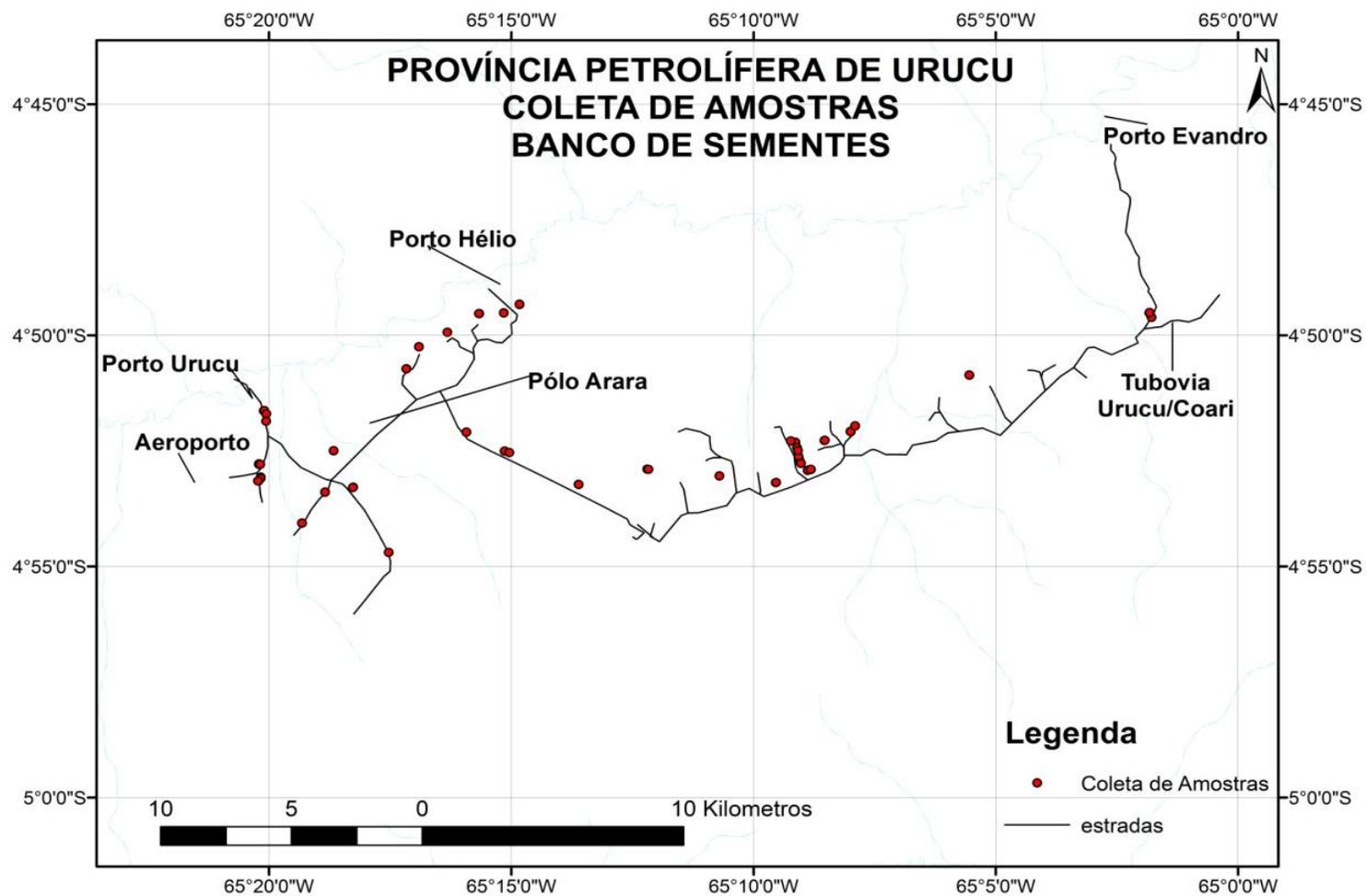


Figura 1 – Localização das áreas de coleta de amostras do banco de sementes, Urucu, AM, Brasil.

Para efeito de aprofundamento da análise e com base no observado em campo, as áreas foram classificadas em função da proteção do solo presente nos pontos de coleta. As áreas selecionadas foram agrupadas em: 09 áreas com solo exposto; 12 áreas com solo recoberto por gramíneas; e 15 áreas com solo protegido pelo dossel do plantio - dossel. Entendendo como dossel a presença de uma ou mais copas de árvores capazes de interceptar as gotas de chuva porventura incidentes sobre o ponto de coleta e seu entorno imediato ($\pm 1\text{m}$) (Figura 2). O tipo de cobertura protetora do solo observado em campo foi confrontado com a data do plantio visando a restauração, de acordo com o informado pela companhia.



Figura 2 – Tipos de cobertura protetora do solo. Em “A” solo exposto; em “B” gramínea; em “C” dossel do plantio. Urucu, AM, Brasil.

4.4.2 COLETA DE AMOSTRAS DO BANCO DE SEMENTES

Em cada uma das 36 áreas foram identificados: um ponto de erosão, topograficamente mais alto, e um ponto de deposição, topograficamente mais baixo. Pontos estes conectados por um mesmo sistema de drenagem de águas pluviais. Destacando-se que se trata de micro-relevo: diferenças de nível máxima de 0,9m em declives de até 10% e rampas menores que 30m. Em cada ponto de erosão e de deposição foi coletado um volume de terra de $0,004\text{m}^3$, na forma de bloco com $0,2 \times 0,2 \times 0,1\text{m}$ (Figura 3), totalizando 72 amostras. As amostras foram acondicionadas em sacos plásticos devidamente identificados. As coletas foram realizadas no mês mais quente, agosto, período de menores índices pluviométricos, com media de chuvas não inferior a 60 mm. Simultaneamente a coleta de amostras do banco de sementes foi feito o inventário da regeneração natural (plântulas com até 0,4m de altura), em um raio de 2 m ao redor de cada ponto de coleta. A regeneração natural também foi inventariada durante o período de pluviosidade

média de 250 mm – dezembro do mesmo ano. Oportunidade em que também foram registradas as microformas e processos presentes nas áreas.



Figura 3 – Amostra do banco de sementes. Volume de 0,004m³. Uruçu, AM, Brasil.

4.4.3 TRATAMENTO DAS AMOSTRAS EM LABORATÓRIO

No laboratório as amostras foram colocadas para secar na temperatura ambiente. Depois de secas foram destorroadas, pesadas e colocadas para germinar em bandejas plásticas identificadas medindo 50 x 25 x 9 cm. A espessura da camada de solo variou de três a sete centímetros. As amostras então foram molhadas e colocadas nas bancadas do viveiro, protegido com tela poliuretano de 15% de retenção da luminosidade. Para minimizar os riscos de contaminação das amostras, as bancadas foram cobertas com tela, malha de 0,03 mm (Figuras 4a e 4b). Para avaliar possíveis contaminações foram colocadas, de forma aleatória, em cada uma das bancadas, três bandejas com substrato das áreas degradadas sem sementes viáveis. A inviabilização das sementes porventura presentes no substrato foi feita em estufa a 150° C num período de 24 horas. Para medir a radiação solar incidente sobre as amostras, durante 30 dias foi instalado dentro da bancada, sobre as bandejas, um sensor PAR, marca LI-COR, modelo LI 1000, acoplado a um “dataloger” ajustado para medir a radiação a cada 30 minutos. A cada três (3) dias as amostras foram molhadas, caso não houvesse ocorrido precipitações no período. A germinação foi acompanhada por um período de 90 dias (fevereiro a abril de 2008).

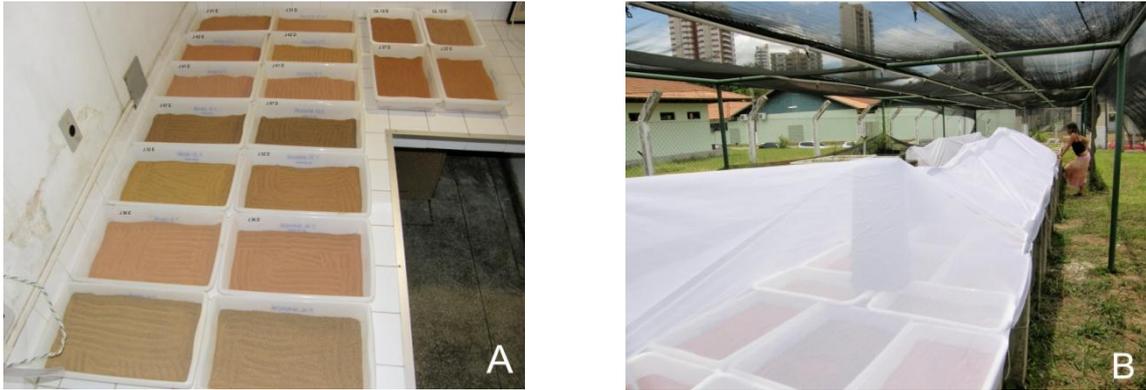


Figura 4 – Em “A” bandejas preparadas para ir para o viveiro. Em “B” distribuição das amostras no viveiro. Manaus, AM, Brasil.

4.4.4 ACOMPANHAMENTO DA GERMINAÇÃO

A germinação das sementes foi monitorada por um período de 90 dias. A cada 15 dias as plântulas emergentes eram retiradas, colocadas sobre as bancadas do laboratório, contadas, fotografadas e depois descartadas (Figura 5). Distinguindo na contagem a área em que foram coletadas e se provenientes de pontos de deposição ou erosão. Separando na contagem as que eram monocotiledôneas das dicotiledôneas (Magnoliopsida). Estas informações foram registradas em planilhas específicas (Tabela 1) e analisadas por métodos estatísticos no conjunto e em relação a proteção do solo. As plântulas retiradas e fotografadas que não puderam ser identificadas de imediato foram repicadas, para o desenvolvimento das mudas e com isto permitir a identificação botânica do conjunto de espécies germinadas em cada uma das amostras. Foi coletado material botânico nas áreas estudadas, as quais foram identificadas por meio de morfologia comparada com as exsiccatas do herbário do Instituto Nacional de Pesquisas da Amazônia e consultas a literatura especializada. O material identificado foi classificado nas categorias taxonômicas família, gênero, espécie, obedecendo a classificação do APGII, as correções dos táxons foram confirmados na página do Missouri Botanical Garden - MOBOT.



Figura 5 – Contagem e identificação da germinação. Manaus, AM, Brasil.

Tabela 1 – Quantidade de amostras do banco de sementes coletadas em cada tipo proteção do solo e no conjunto. Urucu, AM, Brasil.

CLASSES	EROSÃO (n)	DEPOSIÇÃO (n)
Solo exposto	9	9
Gramíneas	12	12
Dossel do plantio	15	15
Conjunto de amostras	36	36

Os resultados foram tratados utilizando-se os programas Systat 12 e Minitab 12.1. Os dados de peso do solo e germinação, em seu conjunto e com base nos diferentes tipos de proteção do solo foram tratados por estatística descritiva. Para verificar a normalidade da distribuição os resultados foram submetidos ao teste de Anderson-Darling a 5%.

A comparação dos resultados da contagem das sementes germinadas foi feita pelo teste de Mann-Whitney a 5%. As relações de dependência entre a quantidade de sementes germinadas nas amostras de erosão e de deposição, entre o peso das amostras e a quantidade de sementes germinadas foram avaliadas pela correlação de Spearman.

A diversidade (H') (Shannon, 1948) e a dominância (Berger e Parker 1970), foram calculadas para o conjunto das sementes germinadas nos pontos de erosão e de deposição, e em função das diferentes classes de proteção do solo. Quanto aos inventários, foi feita uma comparação entre as espécies detectadas no período mais e menos chuvoso.

4.5 RESULTADOS E DISCUSSÃO

A radiação solar incidente variou no período do dia e durante o período de observação. O valor mínimo de radiação solar detectado foi de $5,7\mu\text{mol.m}^{-2}.\text{s}^{-1}$ às 7:00h, e o máximo de $1.739\mu\text{mol.m}^{-2}.\text{s}^{-1}$, às 13:00h. A média diária foi de $252,71\mu\text{mol.m}^{-2}.\text{s}^{-1}$, sendo a menor média diária de $87,03\mu\text{mol.m}^{-2}.\text{s}^{-1}$ e a maior média diária de $472,43\mu\text{mol.m}^{-2}.\text{s}^{-1}$ (Figura 6).

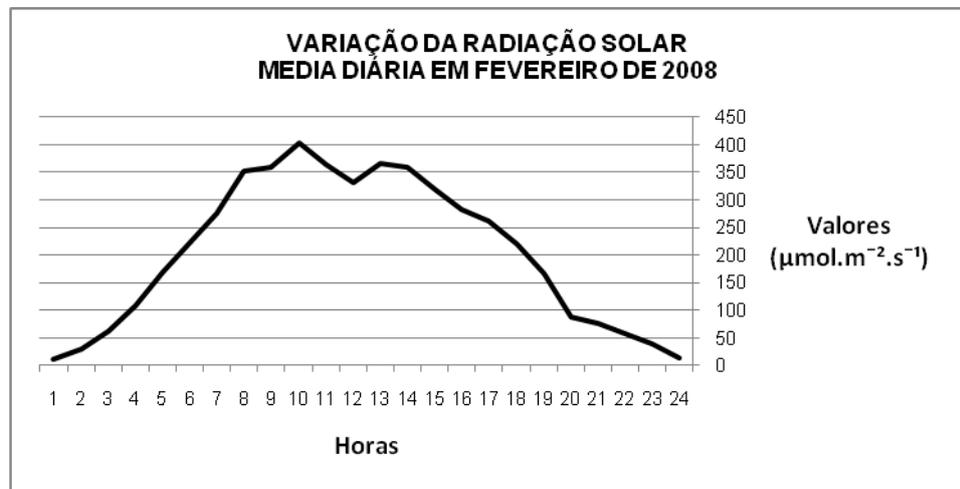


Figura 6 – Média diária da variação da radiação solar incidente sobre as bancadas durante a germinação das amostras do banco de sementes. Fevereiro de 2008. Manaus, AM, Brasil.

Nos estudos sobre o processo de restauração de áreas perturbadas, em Urucu, a idade dos plantios, geralmente é um parâmetro considerado na análise, a exemplo de Amaral (2004); Anthony (2006), Ezawa *et al.*, (2006). Então inicialmente examinei a relação existente entre o tipo de proteção do solo e a idade dos plantios. As áreas que não foram plantadas não se regeneraram naturalmente, sendo que uma tem mais de 10 anos de abandono. Isto mostra que a magnitude do distúrbio causado superou a capacidade de resiliência destas áreas. Por outro lado, existe um ponto de coleta com cobertura de dossel e menos de 5 anos de plantada. O que sugere que nem todas as áreas foram impactadas da mesma maneira (tabela 2). O estabelecimento das plantas cultivadas em Urucu responde a fatores bióticos e abióticos como: compactação do solo, processos erosivos, pluviosidade, competição e facilitação entre as espécies invasoras e nativas (Leal Filho *et al.*, 2006; Molinaro *et al.*, 2007; Nascimento *et al.*, 2009b). Como diferentes fatores interferem no estabelecimento e desenvolvimento dos plantios, a classificação dos sítios em

restauração pelo tipo de proteção do solo ou o uso pela indústria e substrato é mais adequada que pela idade dos plantios (ver capítulo 3).

Tabela 2 – Relação entre a proteção do solo e a idade dos plantios visando a restauração, para as 36 áreas escolhidas de forma aleatória. Ano de referência 2007. Urucu, AM, Brasil.

	Não plantadas	> de 5 anos	6 a 9 anos	10 a 15 anos	Total
Solo Exposto	4	3	2	0	9
Gramínea	0	3	6	3	12
Dossel do plantio	0	1	6	8	15

O total de sementes germinadas foi de 16.444. As monocotiledôneas representam 78% deste total. Nos pontos de deposição germinaram 60% das sementes. Na medida em que aumenta a cobertura protetora do solo aumenta a quantidade de sementes. Resultado que se repete para sementes de monocotiledôneas e dicotiledôneas, a exceção das monocotiledôneas nos pontos protegidos por gramíneas (Tabela 3). Os resultados encontrados não apresentaram distribuição normal, no total ou nas diferentes classes de cobertura vegetal protetora do solo ($p < 0,05$). Eles têm significado estatístico, na medida em que o teste de Mann-Whitney mostrou uma diferença bastante significativa entre a quantidade de sementes germinadas nos pontos de erosão quando comparados com os de deposição ($p = 0,0062$). Assim como para a quantidade de sementes de monocotiledôneas ($p = 0,0033$) No caso das sementes de dicotiledôneas esta diferença existe, mas é menos significativa ($p = 0,0413$). O que pode ser explicado pela menor quantidade de sementes de dicotiledôneas, especialmente nas áreas de erosão.

Tabela 3 – Sementes germinadas no experimento do banco de sementes em diferentes categorias de cobertura protetora do solo. Urucu, AM, Brasil.

Categoria	Erosão		Deposição		Total
	Mono	Dico	Mono	Dico	
Solo exposto	52	48	118	103	321
Gramínea	3357	153	2293	1002	6805
Dossel do plantio	1899	1022	5101	1296	9318
Total Germinado	6531		9913		16444

Mono = monocotiledônea; Dico=dicotiledônea.

A maior quantidade de sementes germinadas nas amostras dos pontos de deposição indica um possível deslocamento das sementes dos pontos de erosão

para estes locais, especialmente de monocotiledôneas. Esta diferença é menor, mas continua existindo para as dicotiledôneas. A maior quantidade de sementes de monocotiledôneas nos pontos de erosão e de deposição e nos diferentes tipos de proteção do solo pode ser relacionado a menor produção de sementes pelas dicotiledôneas. Estes dados reforçam o entendimento de Vander Wall *et al.* (2005), sobre a possibilidade de algumas pesquisas superestimarem os fatores bióticos e subestimarem os fatores abióticos na dispersão secundária de sementes

Nas 36 áreas de deposição, 72,2% dos pontos amostrados tiveram mais sementes germinadas. Nos 36 pontos de erosão, o percentual com maior quantidade de sementes germinadas aumenta com o aumento da proteção do solo do solo. Nas áreas de deposição acontece o inverso (Figura 7).

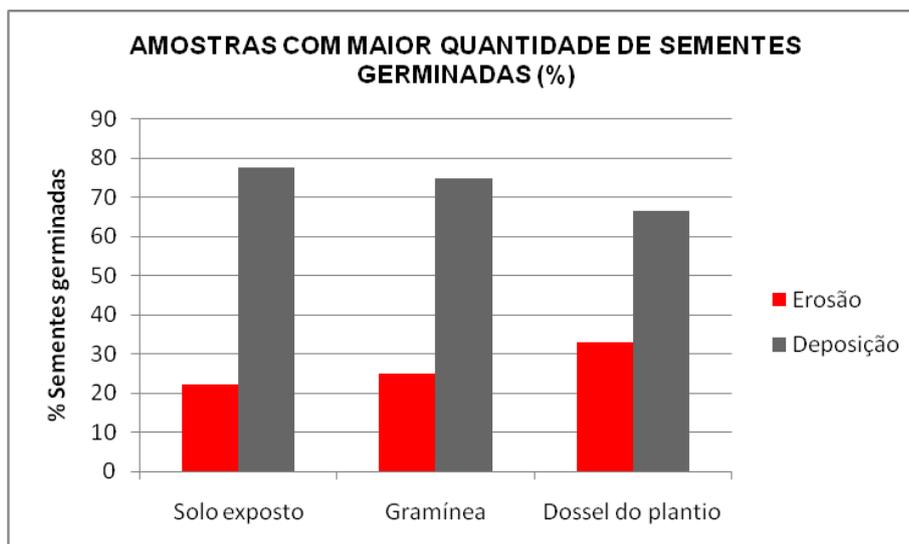


Figura 7– Relação entre as áreas que apresentaram maior quantidade de sementes germinadas no ponto de erosão e no ponto de deposição. Urucu, AM, Brasil.

Há uma redução da diferença percentual das sementes germinadas entre os pontos de erosão e de deposição, na medida em que aumenta a proteção do solo (Figura 7), o que mostra o efeito da vegetação no controle da erosão. Com menor deslocamento de sementes viáveis pela erosão a quantidade de sementes no banco tende a se equiparar entre os sítios de erosão e deposição, ficando as possíveis diferenças creditadas aos fatores bióticos. O valor crescente de sementes germinadas com o aumento da eficácia da vegetação na proteção do solo mostra a contínua formação do banco de sementes, associada ao avanço no processo de restauração. Isto porque a escavação do solo elimina o banco de sementes, que passa a ser recomposto na medida em que aumenta a proteção do solo (tabela 3).

Outro aspecto a ser considerado é a formação da serrapilheira, na medida em que a restauração avança. Os restos vegetais sob o solo contribuem para redução do volume e da velocidade de escoamento superficial. Permitem assim que as partículas transportadas, minerais e vegetais, se depositem ao longo do percurso entre os pontos amostrados. Na medida em que os obstáculos ao escoamento diminuem (gramíneas – solo exposto), aumenta a quantidade de pontos de deposição com maior quantidade de sementes que os pontos de erosão. Consequência do deslocamento de sedimentos e propágulos do ponto de erosão para o ponto de deposição.

Existe uma relação de dependência (correlação) entre as amostras dos pontos de erosão com os de deposição ($\rho=0,55$). Esta relação é mais forte nas áreas protegidas por gramíneas ($\rho=0,6$) e para as monocotiledôneas ($\rho=0,57$). A dependência mais forte está relacionada a grande produção de sementes pelas monocotiledôneas, tanto em pontos de deposição como de erosão, considerando que a forma, o tamanho e a superfície das sementes de dicotiledôneas e monocotiledôneas que germinaram neste estudo são similares. Os resultados são apenas indicativos, pois não foram realizadas pesquisas que atestem que a mesma fonte das sementes dos pontos de erosão seja a dos pontos de deposição. Nos pontos com solo exposto a quantidade de sementes é menor e as perdas possivelmente maiores, tornando a relação de dependência entre as áreas de erosão e deposição menor ($\rho=0,05$). As perdas ocorrem pela dispersão promovida pela erosão pluvial e pelo regime de fluxo de água mais intenso, que pode transportar as sementes até mesmo para fora dos limites da área degradada (Tabela 4).

Tabela 4 – Dependência dos resultados de germinação entre os pontos de erosão e de deposição, para as diferentes coberturas protetoras do solo e o total de amostras. Correlação de Spearman (ρ). Urucu, AM, Brasil.

	Solo Exposto (n=9)	Gramínea (n=12)	Dossel Plantio (n=15)	Total Germinado (n=36)
	Erosão x Deposição	Erosão x Deposição	Erosão x Deposição	Erosão x Deposição
Monocotiledônea	0,31	0,6	0,36	0,57
Dicotiledônea	0,28	0,23	0,22	0,39
Germinação Total	0,05	0,6	0,36	0,55

Nas áreas com solo exposto o escoamento deixa marcas onduladas no terreno semelhante ao leito de um córrego (Boggs Jr, 1987; Julien, 1998), sinalizando a capacidade de transporte do escoamento superficial. Nestes casos as sementes são dispersas em uma área maior, tornando a concentração de sementes no solo menor (Figura 8). Especialmente porque as sementes das espécies germinadas são pequenas e leves, o que favorece a dispersão pelo impacto das gotas de chuva e pelo escoamento superficial, com posterior incorporação ao banco de sementes no momento da deposição (Chambers *et al.*, 1991; Thompson *et al.*, 1993; Cerda e Garcia-Fayos, 2002; Garcia-Fayos, 2004).

A maior eficácia da cobertura protetora do solo está relacionada de forma direta com o aumento da quantidade de sementes. Aspecto relacionado à chuva de sementes e a redução da intensidade dos processos erosivos. Com relação ao peso do solo esta relação se dá de forma inversa. A maior proteção do solo pela vegetação leva a uma gradual redução do peso das amostras de solo (Tabela 5). A diferença tem significado estatístico pelo teste de Mann-Whitney ($p=0,045$). Os dados obtidos são compatíveis com outros trabalhos desenvolvidos pela rede CT-Petro Amazônia, mesmo considerando que os autores trabalharam tendo como balizador a idade do plantio nas clareiras (Moreira e Costa, 2004; Teixeira *et al.*, 2006) (Tabela 5).



Figura 8 – Escoamento superficial em área degradada. Observar a deposição de partículas transversais ao fluxo da água e a colonização pela vegetação às margens do canal de escoamento. Urucu, AM, Brasil.

Tabela 5 – Resultado da pesagem (kg) das amostras do banco de sementes para um mesmo volume de solo (0,004m³). Uruçu, Am, Brasil.

Classes	Valor mínimo (kg)	Valor máximo (Kg)	Média
Solo exposto erosão	1,5	4,6	2,47 ± 0,93
Solo exposto deposição	1,7	3,1	2,19 ± 0,53
Gramínea erosão	1,5	3,7	2,44 ± 0,7
Gramínea deposição	1,5	2,8	2,4 ± 0,42
Dossel do plantio erosão	1,4	3,7	2,34 ± 0,74
Dossel do plantio deposição	1,3	2,7	2 ± 0,44
Conjunto erosão	1,4	4,6	2,39 ± 0,73
Conjunto deposição	1,3	3,1	2,04 ± 0,46

O solo exposto indica as condições de densidade do substrato deixado pela intervenção realizada na área, que pode ter sido incrementada pela erosão pluvial. A erosividade da chuva na região é da ordem de 8.899,90 MJ/ha.mm/ano, sendo 1.350,50 MJ/ha.mm/ano, em março, a 158,87 MJ/ha.mm/ano em agosto (Macedo *et al.*, 2007). O adensamento do substrato das áreas degradadas tem média de 1,43 ± 0,14 g/cm³ (Arruda, 2005), 56% maior que a média no solo das florestas. A porosidade é 65% menor que a média nas florestas. Fatores que reduzem a infiltração para o valor médio de 5mm/h (Segundo *et al.*, 2005). A reduzida infiltração potencializa o escoamento superficial, que ocorre de forma difusa ou concentrada em canais rasos que se entrelaçam e mais raramente em sulcos. O escoamento é o responsável pelo transporte de sedimentos e partículas vegetais de montante para jusante, acarretando o rebaixamento e/ou aplainamento da superfície. A erosão hídrica é intensa, com média de 170,12 ton.ha⁻¹.ano⁻¹ (Arruda, 2005), variando em função das características físicas do solo, declividade, periodicidade e intensidade das chuvas e quantidade de serrapilheira. Plantas ruderais como o *Phyllanthus niruri* L. e *Clidemia capitellata* (Bonpl.) D. Don, e invasoras como a *Andropogon bicornis* L. e *Panicum pilosum* SW. e *Urena lobata* Linn se estabelecem nestes sítios. Estes dados caracterizam um meio “instável” (Tricart, 1977). A elevada intensidade do distúrbio e do stress restringe as estratégias de sobrevivência das plantas, favorecendo a colonização por ruderais e invasoras (Grime, 1977; Glime, 2006).

As partículas minerais e vegetais desagregadas de montante são transportadas pelo escoamento superficial se acumulando nos pontos de deposição. O acúmulo do material transportado ocorre por decantação, enquanto a água evapora ou se infiltra.

Com a evaporação e infiltração da água o substrato resseca, podendo formar pequenas gretas quando a quantidade de silte fino ou argila é maior que 30%. A presença de partículas minerais desagregadas e a maior concentração de resíduos orgânicos contribuem para menor massa nos pontos de deposição. O aumento da presença de resíduos vegetais e umidade favorecem o desenvolvimento de fungos, bactérias e da fauna edáfica (Moreira *et al.*, 2006; Antony *et al.*, 2006). A ação destes organismos decompondo e transformando a matéria orgânica e nas raízes, contribui ainda mais para descompactação do solo e a redução de seu peso (Moreira e Costa, 2004), facilitando a absorção de nutrientes pelas plantas. Nos locais que se formam poças de água, as plantas tolerantes ao alagamento como *Senna reticulata* Will, higrófilas como a *Bellucia grossularoides* e ruderais invasoras como o *Brachiaria humidicola* (Rendle) e *Andropogon bicornis* L se estabelecem com rapidez. Também nestes locais de alagamento pode ocorrer o soterramento de todo ou em parte de plântulas em desenvolvimento, devido à deposição de sedimentos. Daí porque é comum observar as plantas colonizarem estes sítios a partir de suas bordas (Figura 9). Estas características evidenciam uma menor instabilidade do meio, caracterizando uma dinâmica “intergrade” (Tricart, 1977), reduzindo a intensidade do estresse, facilitando com isto o estabelecimento das plantas e o processo de restauração da área (Parrotta *et al.*, 1977; Bruno *et al.*, 2003). Sob a ótica das técnicas de restauração, as áreas de deposição funcionam como núcleos de colonização da vegetação (Yarranton, 1974; Reis *et al.*, 2003; Calvi, 2008). A variação aqui observada em escala de detalhe é compatível com o observado por Jones e Esler (2004) em paisagem de clima semi-árido.



Figura 9 – Gramíneas crescendo às margens de uma área de deposição de sedimentos. Urucu, AM, Brasil.

Na medida em que o peso do solo diminui, aumenta a relação de dependência com a quantidade de sementes germinadas. No solo exposto quanto maior o peso do solo menor a quantidade de sementes germinadas, corroborado por uma correlação negativa entre os dados obtidos. O que pode ser explicado pela intensidade dos processos erosivos e a dificuldade da semente fixar-se em solo adensado e com erosão intensa (Tabela 6). A relação de dependência cresce entre as áreas de erosão e deposição para as mesmas categorias de proteção do solo - gramíneas e dossel do plantio, confirmando que solos com menor peso facilitam a acumulação de sementes viáveis. Nas áreas de deposição, para as diferentes categorias de proteção do solo, há um aumento nos valores da relação de dependência. O mesmo não ocorre com a mesma linearidade nas áreas de erosão, entre as categorias solo exposto e gramínea. Possivelmente devido ao peso médio das amostras de solo serem quase iguais e a quantidade de sementes germinadas ser muito maior nas áreas protegidas por gramíneas. Mesmo assim, nas áreas de erosão protegidas pelo dossel do plantio a relação de dependência é maior que nas áreas de erosão protegidas por gramíneas e com solo exposto

Tabela 6 – Relação de dependência entre o peso da amostra e a quantidade de sementes germinadas. Correlação de Spearman (ρ). Urucu, AM, Brasil.

	Solo Exposto	Gramínea	Dossel Plantio	Total Germinado
Erosão	- 0,272	- 0,402	0,11	0,247
Deposição	- 0,699	0,237	0,54	0,037

Para solos com a mesma origem e com o mesmo volume, o de menor peso tem mais espaços vazios, facilitando a acumulação de sementes, sua germinação e desenvolvimento. Aspecto que sinaliza a limitação para restauração das áreas degradadas com solos adensados e destaca a importância da utilização de técnicas que busquem reduzir este adensamento quando da restauração destes sítios (Parrotta *et al.*, 1977; Pavao-Zuckerman, 2008).

Neste estudo foram identificados 21 famílias, 48 gêneros e 56 espécies. As famílias com maior número de indivíduos germinados foram a Fabaceae, Cyperaceae, Asteraceae, Poaceae e Melastomataceae. As famílias com menor

números de espécies foram: Convolvulaceae, Dennstaedtiaceae, Dilleniaceae, Euphorbiaceae, Gentianaceae, Lamiaceae, Lycopodiaceae, Loganiaceae, Ochanaceae, Piperaceae, Plantaginaceae, Phitolaccaceae, Rubiaceae, Siparunaceae, Turneraceae, Verbenaceae. As formas de vida vegetais encontradas foram árvores, arvoretas e herbáceas, com predomínio das herbáceas.

Com o aumento da cobertura protetora do solo há aumento da quantidade e da diversidade de sementes (Tabela 7). O que evidencia um processo de formação do banco de sementes.

Tabela 7 – Diversidade (H'), Shannon (1948) e dominância (d) (Berger e Parker 1970) para as sementes germinadas no experimento do banco de sementes. Urucu, AM, Brasil.

	Solo exposto		Gramínea		Dossel do plantio		Total	
	Erosão	Deposição	Erosão	Deposição	Erosão	Deposição	Erosão	Deposição
Diversidade H'	1,17	1,34	1,36	1,31	1,47	1,42	1,50	1,48
Dominância d	1,42	0,10	0,12	0,13	0,11	0,09	0,10	0,09

A maior diversidade de sementes nas áreas de deposição, quando o solo está exposto, é consequência da maior intensidade da erosão pluvial e do escoamento superficial - dispersão secundária. A erosão transporta indistintamente o material das áreas de erosão para as de deposição, fluxo que muitas vezes extrapola o limite da área degradada. Com o aumento da proteção do solo os pontos de erosão passam a apresentar maior diversidade que seus correspondentes de deposição. Fato que pode estar relacionado ao selecionamento durante o transporte das partículas, motivado por dois aspectos. O primeiro é a redução da intensidade dos processos erosivos devido a redução da erosão pluvial, a presença de obstáculos como a parte aérea e raízes das plantas e a serrapilheira. O segundo está ligado as estratégias de fixação das sementes, como produção de fluídos fixadores ou espinhos, que passam a ter maior eficácia frente a dinâmica erosiva menos intensa.

As espécies que germinaram entre os pontos de erosão e deposição para os diferentes tipos de cobertura do solo variaram pouco. Mostrando o predomínio de espécies invasoras na composição do banco de sementes (Figura 10 a 12). Na medida em que aumenta a cobertura protetora do solo aumenta a diferença entre as espécies germinadas na área de erosão e de deposição.

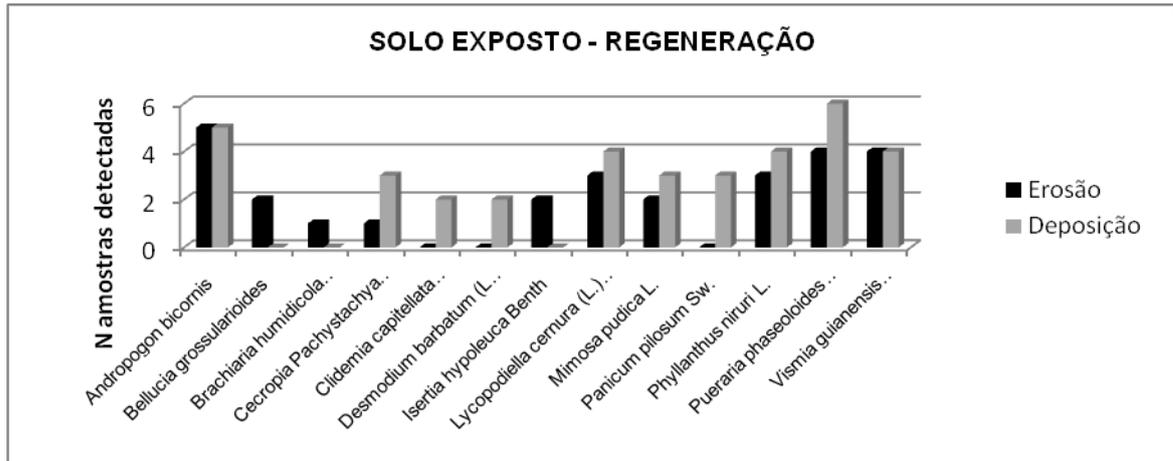


Figura 10 – As espécies que mais germinaram nos pontos de erosão e de deposição no banco de sementes das áreas com solo exposto. Urucu, AM, Brasil.

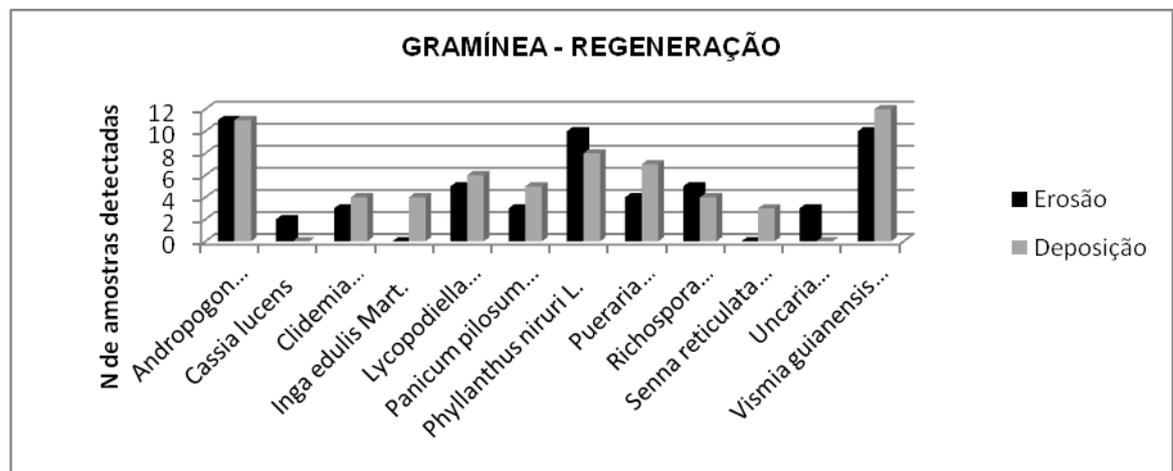


Figura 11 – As espécies que mais germinaram nos pontos de erosão e de deposição no banco de sementes das áreas recobertas por gramíneas. Urucu, AM, Brasil.

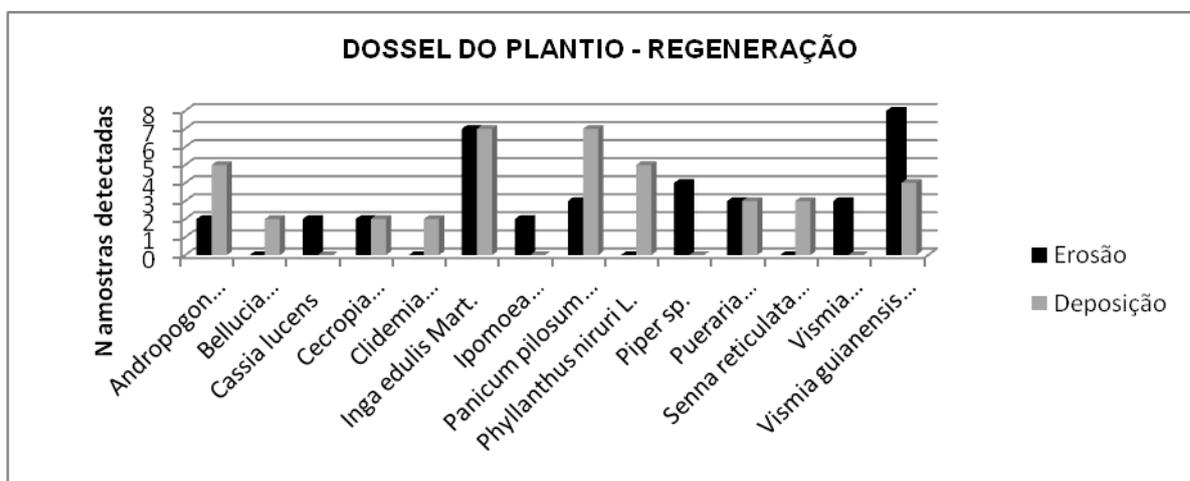


Figura 12 – As espécies que mais germinaram nas amostras do banco de sementes coletadas nas áreas recobertas pelo dossel do plantio. Urucu, AM, Brasil.

Sementes pequenas e leves de gramíneas e ruderais foram as que mais germinaram, mesmo no banco de sementes protegidos por dossel. A *Andropogon bicornis* L. foi a mais encontrada nos bancos de sementes estudados, espécie exótica que invade e coloniza os plantios de espécies arbóreas. Muitas das herbáceas identificadas entre as 10 mais presentes nas áreas se reproduzem por sementes e estolão. O *Phyllanthus niruri* L foi a espécie ruderal nativa que mais germinou, quando considerado o total de amostras pesquisado. Nos bancos de sementes estudados as espécies arbóreas estão representadas pela *Bellucia grossularioides*, *Cecropia purpurascens* Berg e *Senna reticulata* Will. São espécies que produzem grande quantidade de sementes leves e de tamanho diminuto, facilitando sua dispersão secundária pelo vento e pelo escoamento superficial, acumulação e penetração nos espaços vazios do solo. O estabelecimento destas plantas é favorecido por sua adaptabilidade, que permite a sobrevivência em áreas perturbadas com estresse alto. Entretanto a compactação do solo favorece o dessecamento na zona das raízes, nos meses de menores índices pluviométricos, limitando assim o desenvolvimento das plântulas.

Entre o período menos chuvoso e o chuvoso foi detectada uma variação na quantidade e diversidade de espécies que regeneraram ao redor dos pontos de coleta de amostras. Esta variação está mais relacionada a presença de plântulas de espécies arbóreas proveniente de sementes das árvores que foram cultivadas pela empresa (Figuras 13 e 14).

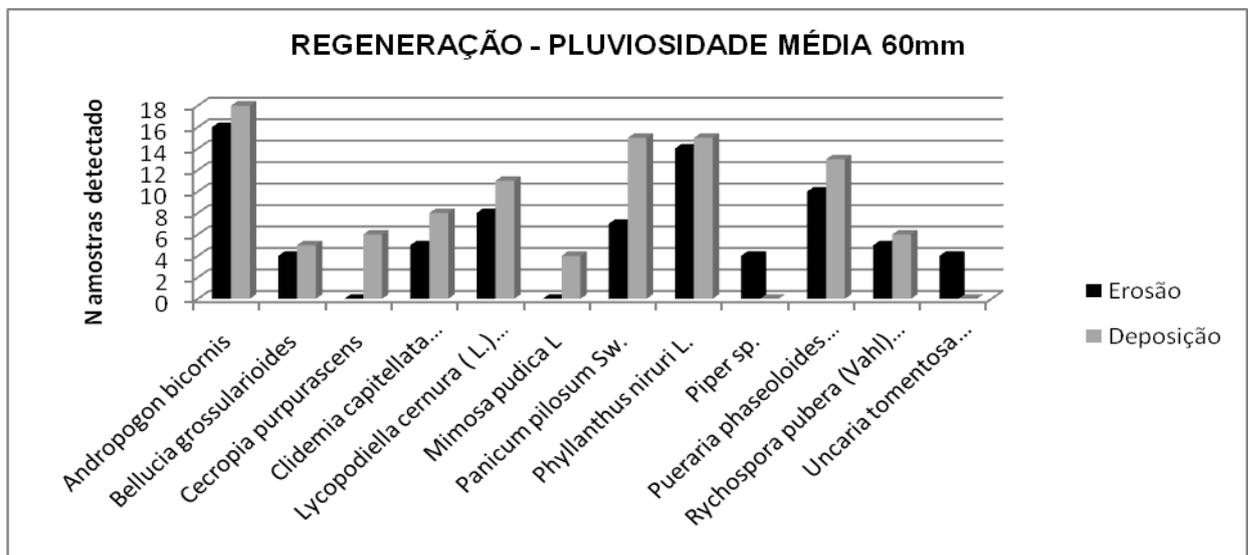


Figura 13 – As espécies mais encontradas no inventário ao redor dos pontos de coleta. Realizado em mês com média de pluviosidade 60 mm. Urucu, AM, Brasil.

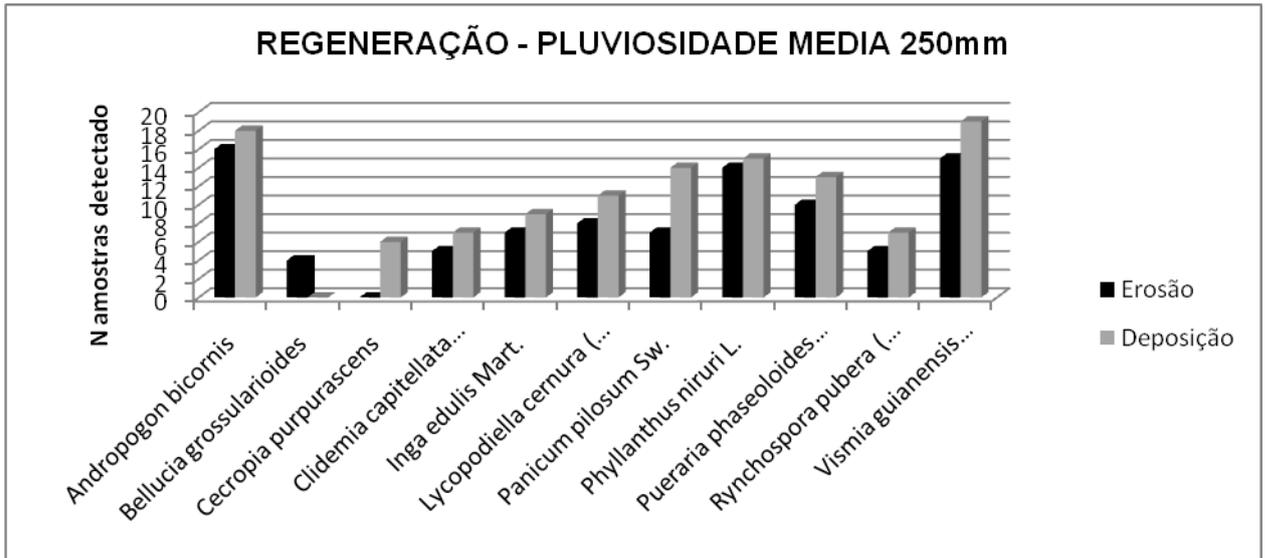


Figura 14 – As espécies mais encontradas no inventário ao redor dos pontos de coleta. Realizado em mês com média de pluviosidade 250 mm. Uruçu, AM, Brasil.

O inventário quando a pluviosidade média mensal é de 250 mm mostrou que ocorre a germinação de sementes provenientes das árvores cultivadas e de árvores que se reproduzem por estolões, a exemplo da *Vismia guianensis*, e sementes de espécies arbóreas imigrantes, a exemplo da *Cecropia purpurascens*. Estas plântulas morrem quando os índices pluviométricos diminuem, a exceção das que se reproduzem por estolão. Fato relacionado a compactação que reduz a infiltração e retenção de água no solo, associado a grande insolação.

Amaral *et al.* (2004), Ezawa *et al.* (2006) constataram que as árvores plantadas apresentam sinais de estresse, com crescimento e desenvolvimento reduzido e lento. Neste estudo, confirmando o constatado pelos autores supra referenciados, observou-se a produção de sementes mesmo em estágios iniciais de desenvolvimento da planta o que é um sinal de estresse. Além de dificuldades na formação de copas e folhas com sinais de deficiência nutricional. Quando a erosão rebaixa a superfície ao redor destas plantas, expondo o sistema radicular, observa-se o confinamento das raízes no interior da cova. Evidenciando a dificuldade da raiz se desenvolver nos solos compactados em que a muda foi introduzida. Também foi observado que as espécies arbóreas que melhor conseguiram se estabelecer frente as condições ambientais existentes foram *Vismia guianensis* (Aubl.) Choisy, *Inga edulis* Mart., *Clitoria racemosa* Benth., *Myrcia fallax* (Rich) DC. Este desenvolvimento foi maior quanto maior foi o adensamento do plantio da mesma espécie num mesmo local, sendo estas as áreas que apresentavam dossel do plantio.

Os dados levantados evidenciam que nas áreas objeto desta investigação, em resposta as características do impacto a que são submetidas, há um estreitamento do nicho ecológico devido às severas restrições motivadas pela intensidade dos processos erosivos, compactação do solo, aumento da insolação e por consequência da temperatura e redução da umidade. A permanência das sementes no banco é dificultada pela intensidade da atuação dos processos erosivos. Não raro o escoamento superficial transporta as sementes para fora dos limites da área em restauração, o que pode ser deduzido pela presença da deposição de sedimentos em áreas circunvizinhas e o assoreamento de canais fluviais limítrofes às áreas degradadas (Goch, 2007). A compactação do solo dificulta a penetração e permanência da semente no banco. Além de comprometer o desenvolvimento do sistema radicular das plântulas e mudas, limitar a disponibilidade de água e nutrientes. Como resultado a resiliência do ecossistema é rompida e a sucessão tem início a partir de seu estágio primário.

4.6 CONSIDERAÇÕES FINAIS

A erosão afeta o banco de sementes das áreas degradadas e em regeneração na Amazônia Ocidental, tanto quantitativa como qualitativamente. A atuação dos fatores abióticos na dispersão secundária de sementes precisa de investigação continuada no sentido de: a) identificar as espécies mais susceptíveis e as mais resistentes a estes processos; b) melhor entender a interferência da erosão/deposição na composição dos mosaicos de vegetação nas áreas degradadas, em restauração e na floresta; c) incentivar o desenvolvimento de técnicas de restauração que utilizem o processo de erosão para dispersar sementes e deposição para criar ambientes facilitadores da regeneração natural – núcleos de vegetação.

CAPÍTULO 5

**EFEITO DA EROSÃO NO ESTABELECIMENTO DE PLANTAS
CULTIVADAS EM ÁREAS ABERTAS PELA INDÚSTRIA
PETROLÍFERA NA AMAZÔNIA⁹**

5.1 OBJETIVO

- Caracterizar a influência da erosão no estabelecimento de mudas;

⁹ Submetido à revista Acta Amazonica, na forma de artigo.

5.2 RESUMO

As áreas abertas pela indústria petrolífera na Amazônia Ocidental brasileira, na Província Petrolífera de Urucu – AM, ($65^{\circ}11'15''\text{W}$ e $04^{\circ}51'55''\text{S}$), frequentemente superam a resiliência do ecossistema atingido. Para restauração destas áreas são utilizadas técnicas de regeneração natural assistida. Partindo da hipótese que existe interferência dos processos erosivos no estabelecimento das mudas plantadas, este trabalho correlaciona aspectos ecológicos e geomorfológicos na busca de fornecer elementos para maior eficácia dos trabalhos de restauração. Em duas áreas foram caracterizados os nichos onde 900 plantas foram cultivadas. A caracterização foi fundamentada em análises de dados pluviométricos, microtopografia, características do solo, sondagens e mapeamento dos processos erosivos. Estas informações foram correlacionadas com a mortalidade das mudas durante um período de nove meses de acompanhamento. A mortalidade das plantas apresentou forte correlação com a erosão observada ($r=0,742$). Resultado que foi analisado sob a ótica da competição e facilitação entre espécies e a ecologia da erosão. Evidencia-se a importância de implantar técnicas para minimizar a erosão e assim obter maior eficácia nos plantios. Assim como de aperfeiçoar as técnicas de plantio e de restauração utilizadas pela indústria petrolífera na Amazônia Ocidental brasileira.

5.3 INTRODUÇÃO

O sucesso da restauração ecológica é uma questão complexa que impõe maior conhecimento da interrelação das diversas ciências que convergem para o tema. Fruto desta complexidade, quatro diferentes abordagens norteiam os projetos temáticos em restauração: a) conservação biológica; b) ecologia da paisagem; c) revegetação/reabilitação de áreas extremamente perturbadas e d) manejo de áreas úmidas. Sendo que o manejo de áreas úmidas até então não está contemplado nas pesquisas de restauração ecológica na Amazônia Ocidental Brasileira. Estas diferentes abordagens refletem distintas maneiras de avaliar o êxito de um projeto de restauração. A entrada de energia pelo sol, pela água e pelo vento domina as forças estruturadoras dos ecossistemas, sendo um bom indicador do sucesso da restauração, seja qual for a abordagem dos projetos (Ehrenfeld, 2000). No sentido de ampliar o conhecimento e possibilitar maior eficácia na restauração de áreas degradadas este trabalho correlaciona informações ecológicas e geomorfológicas, em uma iniciativa pioneira na Amazônia em se tratando de restauração florestal.

Ao interrelacionar ecologia com a geomorfologia o desafio está em integrar diferentes paradigmas, métodos de pesquisa, abordagens e medidas de sucesso. Os eixos que limitam e definem este enfoque são: a estrutura e os processos dos ecossistemas; e a escala de tempo e espaço onde a dinâmica natural acontece (Thoms e Parsons, 2002; Wu e Hobbs, 2002; Sebastian, 2007). Este desafio passa por uma melhor compreensão e integração da pesquisa geomorfológica com a ecológica. Entender como estes processos interagem e qual o processo de resposta entre eles é importante para o desenvolvimento de técnicas efetivas de restauração. Na medida em que os processos ecológicos e geomorfológicos ocorrem na mesma escala de tempo e espaço, integrar estudos sobre os processos erosivos com os de sucessão vegetal não é o único caminho, mas é representativo do novo paradigma (Mayer e Rietkerk, 2004; Renschler *et al.*, 2007).

Diferentes autores pesquisaram a restauração de áreas degradadas e clareiras, ora com o enfoque no meio físico, ora enfocando aspectos do meio biológico. Esta abordagem segmentada representa uma expressiva maioria das pesquisas que vem sendo desenvolvidas nas florestas tropicais no mundo. A Rede CT-Petro Amazônia

tem refletido esta abordagem (Arruda, 2005; Leal Filho *et al.*, 2006; Hooper *et al.*, 2006; Hool, 2006; Jardim, *et al.*, 2007; Macedo *et al.*, 2007; Molinaro e Vieira, 2007, Zhou *et al.*, 2008).

A presença de uma comunidade vegetal em um dado lugar, em determinado momento é função de fatores como: a) flora do entorno, provedora de propágulos; b) acessibilidade da comunidade vegetal ao espaço em questão - dispersão/banco de sementes/estabelecimento; c) propriedades ecológicas das espécies - habilidade competitiva; d) habitat - que funciona como um filtro que remove espécies que não apresentam capacidade de adaptação ou determinados caracteres; e) período de tempo após o distúrbio que propiciou a ocupação pela comunidade vegetal (Muller-Dombois e Ellenberg, 1974; Keddy, 1992).

Na comunidade vegetal a presença de um indivíduo ou de uma população de indivíduos de uma mesma espécie remete ao conceito de nicho. Hutchinson (1957) entende este conceito como um espaço de diversas dimensões definido por eixos de recursos ambientais, dentro do qual a população de uma espécie é hábil para manter uma taxa reprodutiva, em longo prazo, maior ou igual a um. Há o nicho realizado, locais onde as espécies são hábeis em ocupar na presença de competição interespecífica e dos inimigos naturais (Silvertown, 2004). No caso da restauração ecológica deve ser considerado o nicho regenerativo, definido por Grubb (1977) como a expressão das necessidades de uma planta nas quais ocorrem uma alta probabilidade de sucesso no processo sucessional da substituição de um indivíduo maduro por outro indivíduo de geração subsequente.

Estudos sobre o estabelecimento de plantas em áreas degradadas de florestas tropicais têm sido focados em fatores limitantes como: a) competição; b) limitações para dispersão – chuva de sementes e banco de sementes; c) fogo; d) distância da área fonte de propágulos; e) predação; f) deficiência nutricional do solo; g) tamanho da clareira e h) microclima (Zimmerman *et al.*, 2000; Aide *et al.*, 2000; Cubiña e Aide, 2001; Holl, 2002; Hooper *et al.*, 2004; Hooper *et al.*, 2005; Holl, 2006, Jardim *et al.*, 2007). Estes estudos foram desenvolvidos com os impactos limitados aos horizontes superficiais do solo. Em áreas onde o distúrbio causador da abertura do dossel foi motivado pela implantação de áreas agricultáveis, implantação de pastagens ou queimadas.

Sob a ótica da ecologia, Grime (1977), afirma que: a diversidade genética da maioria das plantas vasculares é fruto de pressões resultantes da combinação específica entre competição, estresse e distúrbios. O estresse está associado à limitação da produção de biomassa, motivada por restrições ou excesso quanto ao provimento de luz, água e nutrientes, por exemplo. O distúrbio está ligado a destruição parcial ou total da biomassa, motivada por herbivoria, ataque de patógenos ou erosão do solo, por exemplo. Para diferentes intensidades de um e do outro, as plantas adotam diferentes estratégias de ocupação do espaço. Para baixa intensidade de distúrbio e estresse adotam a estratégia da competição; para os distúrbios de baixa intensidade e alta intensidade de estresse adotam a estratégia de tolerância ao estresse; para alta intensidade de distúrbio e baixa intensidade de estresse adotam a estratégia ruderal. Entretanto, quando é alta a intensidade do distúrbio e do estresse não há estratégia viável para o desenvolvimento de plantas vasculares.

Sob a ótica da geomorfologia, a erosão é um dos fatores de estresse mais importantes no estabelecimento das plantas. Trata-se de um fenômeno resultante da desagregação, transporte e deposição das partículas de solo pela ação seqüencial ou isolada do vento, da chuva e do escoamento superficial. A erosão costuma ocorrer na superfície do solo, removendo a porção mais fértil do perfil, onde há melhores condições físicas e biológicas para o desenvolvimento do sistema radicular das plantas. Trata-se de um processo natural, controlado pela gravidade, a partir do qual as irregularidades do modelado terrestre se equilibram. A erosão atua diretamente sobre a vegetação descalçando as raízes, retirando plantas e propágulos. Indiretamente atua lixiviando nutrientes e reduz a capacidade de acumulação de água (Hudson, 1995; Agassi, 1996; Hillel, 1998; Garcia-Fayos, 2004; Guerra *et al*, 2007). Portanto, a erosão atua tanto causando estresse como causando distúrbios na vegetação. Quanto maior a intensidade dos processos erosivos, maiores o estresse e o distúrbio causado. Por conseguinte, menores as chances de estabelecimento ou restabelecimento de uma comunidade vegetal (Thornes, 1985).

Estudos em diferentes ecossistemas e com diferentes objetivos demonstraram que a erosão do solo diminui a taxa de crescimento das plantas. Assim como a redução da umidade na zona das raízes favorece o desenvolvimento

da erosão, tendo em vista a perda do vigor das plantas (Thornes, 1985). A erosão regressiva, derivada do escoamento concentrado, pode resultar na morte ou raleamento da cobertura vegetal, que por sua vez tende a incrementar a erosão devido à redução da resistência ao escoamento (Bull, 1979).

A exploração de petróleo e gás natural na Amazônia implica na abertura de áreas em floresta primária. A vegetação e os horizontes superficiais do solo (O, A e B) são retirados por completo, deixando no piso a rocha intemperizada, pobre em nutrientes e adensada. Posteriormente, em algumas destas áreas ocorre a disposição final de resíduos sólidos diversos. As intervenções realizadas no ambiente natural são de tal ordem que fazem com que estes percam a resiliência. A erosão atua com intensidade e sem medidas efetivas para controle.

Atendida a necessidade que levou a abertura da área, normalmente é buscada a restauração, utilizando técnicas tradicionais de silvicultura, a partir de uma abordagem conhecida como regeneração natural assistida (Shono *et al.*, 2007). Nos plantios em linhas paralelas são experimentadas diferentes combinações de espécies de estágios sucessionais distintos, sendo feitos diferentes tipos de adubação e tratos culturais. Neste contexto as ações de controle de erosão são desprezadas. Quando as áreas e sua restauração são o objeto da pesquisa, o foco na maioria das vezes ainda não é direcionado para como interagem os fatores biológicos e físicos no estabelecimento das plantas cultivadas. Assim o objetivo do trabalho é estudar a relação dos processos erosivos com o estabelecimento das plantas cultivadas em um projeto de restauração. A hipótese levantada foi que a erosão afeta o estabelecimento de plantas cultivadas na restauração das áreas abertas para exploração de petróleo e gás natural na Amazônia.

5.4 MATERIAL E MÉTODOS

A pesquisa da influência da erosão no estabelecimento de plantas foi desenvolvida em plantios experimentais do grupo de estudos de ecologia da sucessão do projeto PT2 da Rede CT-Petro Amazônia. Em dois destes plantios (J 94 e LUC 15) os processos erosivos foram mapeados e acompanhados com base na microtopografia e marcas de erosão deixadas em campo. O desenvolvimento e a mortalidade das plantas foram monitorados, simultaneamente, por um período de

nove meses. Foram estudadas a pluviosidade, o microrrelevo e os solos, no sentido de possibilitar uma melhor avaliação da intensidade dos processos de erosão e da disponibilidade de água e nutrientes para o estabelecimento das mudas. O preciso conhecimento dos locais de ocorrência da erosão e das plantas mortas permitiu a correlação destes dados. A análise dos resultados foi fundamentada e relacionada com a bibliografia.

5.4.1 O EXPERIMENTO DE COMPETIÇÃO INTER E INTRA ESPECÍFICA

A floresta ombrófila densa de terra firme está no entorno das duas áreas estudadas. Uma localizada nas coordenadas 65°20'11"W e 04°53'08"S (J 94) e a outra nas coordenadas 65°12'56"W e 04°53'37"S (LUC 15), ambas com aproximadamente 1,5 hectares e classificadas como bota-fora. Em cada um destes sítios Molinaro e Vieira (2007), em um experimento de longo prazo, realizaram plantios em blocos ao acaso de diferentes combinações de espécies, em nove quadras de 8 X 18 m cada uma, com espaçamento de 2 m entre as plantas, em cinco linhas tendo 10 indivíduos em cada linha. Foram plantadas 50 mudas por quadra, 450 por área, 900 mudas no total. Em cada uma destas nove quadras os autores citados estabeleceram três parcelas de 8 X 6 m. Em duas destas parcelas as espécies pioneiras foram cultivadas nas bordas e as secundárias no centro. Na terceira parcela a distribuição das espécies na parcela foi aleatória. Em cada uma das covas de 20X20x20 cm foi feita adubação com composto orgânico (1:2) e 20g de macronutrientes na razão de 10 NH₄NO₃ :10 P₂O₅ :10 K₂O. As espécies pioneiras utilizadas foram *Mauritia flexuosa* L.f., *Enterolobium schomburgkii* Benth, *Inga cayennensis* Bark, *Inga edulis* Mart., *Hymenolobium modestum* Ducke, *Oenocarpus bataua* Mart., *Cassia moschata* Kunth, *Ochroma pyramidale* (Cav.) Urb., *Virola surinamensis* (Rol. ex Rottb.) Warb e *Cassia lucens* Vogel. As secundárias foram *Hymenaea coubaril* L, *Parkia oppositifolia* Spruce, *Pouteria bullata* S Moore Baehni, *Tabebuia serratifolia* (Vahl) Nichols, *Couma utilis* (Mart.) Muell. Arg., e *Parkia pendula* (Willd.) Benth. ex Walp. Todas as mudas produzidas a partir de sementes coletadas na região.

O acompanhamento do desenvolvimento das plantas foi realizado a cada dois meses, no período de fevereiro a novembro de 2006. Onde foram realizadas

medições de altura, diâmetro, identificação das plantas mortas e identificação dos processos erosivos por meio das microformas deixadas na superfície

5.4.2 O ESTUDO DOS PROCESSOS EROSIVOS

O estudo climatológico foi realizado com fundamento em dados secundários obtidos nas pesquisas de Aguiar, 2001; Arruda, 2005; Teixeira, *et al*, 2006; Macedo *et al*, 2007; em dados climatológicos das estações meteorológicas de Coari e Tefé do Instituto Nacional de Meteorologia, e medidas de pluviosidade e temperatura da estação meteorológica de Urucu. Estes dados e o observado em campo subsidiaram as análises sobre a temperatura, pluviosidade, erosividade da chuva e disponibilidade de água no solo durante o período de acompanhamento do experimento.

Nas duas áreas, com teodolito de leitura eletrônica Alkon, modelo EDT – 05, foi realizado o levantamento planialtimétrico com equidistância de 10 cm entre as curvas de nível, incluindo o cadastramento de cada uma das quadras e mudas do experimento de Molinaro e Vieira (2007) (Figura 1). Os arquivos foram salvos com extensão (.DWG) e (.DXF) de modo a permitir sua manipulação no programa Arc-Gis 9.2. Neste programa os arquivos .DWG e .DXF foram convertidos para “shape” (.shp) e imagens georreferenciadas com extensão “.tiff”. Utilizando a extensão “3D analyst” do Arc Gis 9.2 foi feito o mapa hipsométrico e a carta de declividade. Com a extensão “spatial analyst” do mesmo programa foi feito o modelo do escoamento da água sobre o solo. Nas visitas a campo as feições superficiais sinalizadoras da atuação de processos erosivos como salpicos de chuva, micropedestal, rebaixamento de superfície, filetes, sulcos, marcas onduladas, partículas de maior granulometria dispersas na superfície, acumulação de água, deposição, foram identificadas e geoposicionadas.

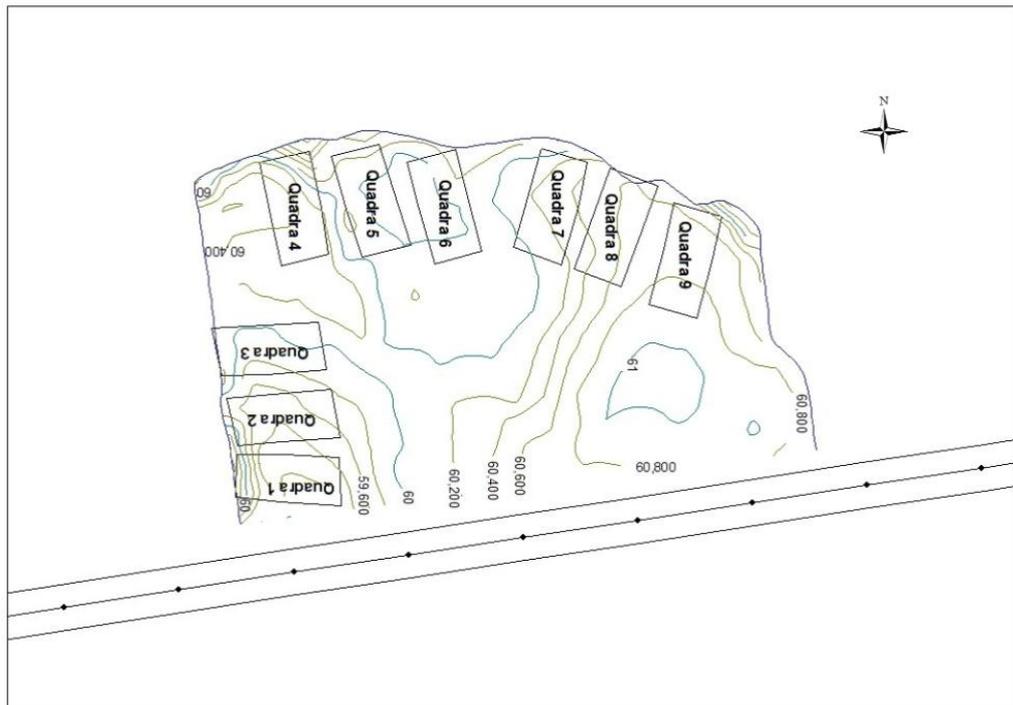


Figura 1 – Planialtimetria da área J 94 com a distribuição das quadras,Urucu,2006. Urucu, AM, Brasil.

Os diferentes mapas e dados obtidos com estes procedimentos foram utilizados para o estudo da erosão e associados ao conhecimento da localização precisa das mudas cultivadas e o monitoramento do estabelecimento das mesmas.

Foi implantada uma malha de 10X10 m nas áreas de estudo. Malha esta que foi utilizada na sondagem a trado até a profundidade de 2m. Durante as sondagens o material proveniente dos furos foi descrito quanto a sua cor, granulometria, textura, umidade aparente e partículas maiores. Toda vez que se constatava variação ou mudança no substrato eram coletadas amostras. As amostras foram etiquetadas de modo a informar sua origem, profundidade de coleta e descrição sumária, seguindo procedimentos específicos para análise da EMBRAPA (1977). As análises foram direcionadas aos aspectos físicos: granulometria e compactação, e as características químicas: matéria orgânica, Al, Fe, Ca, N, P, K. Os dados de sondagem associados ao perfil topográfico permitiram a construção de secções transversais que facilitaram a visualização tridimensional do substrato e do local onde as raízes das plantas se desenvolvem. Durante o período de monitoramento a umidade do solo foi avaliada a partir da manipulação tátil de amostras obtidas entre 0 – 20 cm de profundidade.

5.4.3 TRATAMENTO DOS DADOS

Conhecendo o geoposicionamento de cada muda, foi possível visualizar em mapa a distribuição das plantas mortas e os locais de atuação dos processos erosivos. Uma tabela foi construída constando a planta morta, sua localização e os processos erosivos porventura identificados neste local através dos registros das microformas de relevo (salpicos de chuva, micropedestal, rebaixamento de superfície, filetes, sulcos, marcas onduladas, partículas mais grosseiras dispersas na superfície, acumulação de água, deposição, ausência de indicadores de processos erosivos) permitindo a associação da informação de mortalidade com a erosão. Na ausência de sinais indicadores de herbivoria, ou de outro distúrbio qualquer como queda de galhos, a presença de dois ou mais processos de erosão associado a uma muda morta permitiu a caracterização como morta pela erosão (Grime, 1977; Tricart, 1977; Thornes, 1985; Bruno *et al.*, 2003; Garcia-Fayos, 2004). Assim foi construída uma tabela relacionando o total de plantas mortas com o total de plantas cuja morte foi associada à erosão.

As análises foram feitas no programa MINITAB 12. Para comparar a declividade entre as quadras das duas áreas foi feita uma análise de variância de um único fator, ao nível de significância de 5%. A correlação de Pearson foi utilizada para medir a relação de dependência “r” entre as plantas mortas e as plantas mortas pela erosão.

5.5 RESULTADOS E DISCUSSÃO

As características climáticas de Urucu tem similaridade com a das cidades do entorno, em especial com a cidade de Tefé (Aguiar, 2001). O período de acompanhamento, fevereiro a novembro de 2006, apresentou um total de 184 dias chuvosos, correspondendo a 79% do volume total de chuvas do ano. A pluviosidade tem média mensal de 207 mm, máxima de 330 mm e mínima de 80 mm. A temperatura é estável com média mensal máxima de 26,4°C e mínima de 25,6°C. A pluviosidade é irregular, ocorre de forma torrencial, localizada e normalmente

associada a raios e trovões. A chuva fina, bem distribuída na região, acontece excepcionalmente.

No período de acompanhamento do experimento as observações de campo mostraram que o solo, na superfície e na camada subsuperficial estava úmido ou saturado. Fato associado à regularidade na distribuição das chuvas e volume precipitado no período. Estes dados indicam que a deficiência de chuvas não foi um fator determinante na mortalidade das plantas na fase inicial do estabelecimento, compreensão compartilhada por Molinaro e Vieira (2007). Entretanto, a deficiência hídrica foi indicada como responsável por taxas elevadas de mortalidade em trabalhos como os de Leal Filho *et al.*, (2006); Molinaro (2005). Esta diferença de entendimento sobre a importância do dessecamento na mortalidade pode ser creditada aos diferentes períodos de observação, na medida em que os solos das áreas degradadas apresentam reduzida capacidade de retenção hídrica.

A precipitação em grandes volumes e em curtos intervalos de tempo sobre o solo desprotegido faz com que em Urucu a erosividade das chuvas apresente valores médios da ordem de $10.326 \text{ MJ.ha}^{-1}.\text{mm.ano}^{-1}$ (Arruda, 2005). Medidas sobre a erosividade da chuva em Urucu entre março e dezembro de 2004 forneceram como maior valor $9,62 \text{ MJ.ha}^{-1}.\text{mm.h}^{-1}$, enquanto a precipitação de menor erosividade foi verificada em agosto, $6,09 \text{ MJ.ha}^{-1}.\text{mm.h}^{-1}$ (Teixeira *et al.*, 2006). Em Coari a erosividade da chuva varia de $1.350,50 \text{ MJ.ha}^{-1}.\text{mm.ano}^{-1}$, em março, a $158,87 \text{ MJ.ha}^{-1}.\text{mm.ano}^{-1}$, em agosto (Macedo *et al.*, 2007).

O impacto das gotas de chuva no solo causa a desagregação do substrato em partículas menores, obstrução dos poros por estas partículas menores e a compactação superficial. Resultando na redução da infiltração de água e o conseqüente aumento do escoamento superficial. A quantidade de substrato desagregado varia de acordo com a intensidade da precipitação, velocidade com que a gota de chuva atinge o solo e tamanho da gota de chuva (Cardoso *et al.*, 2004). Este impacto da chuva na superfície desprotegida contribui mais para perda de solo do que a declividade (Amorim, 2000). A escala temporal de atuação do processo está relacionada aos momentos iniciais das chuvas intensas. As gotas de chuva incidindo direto sobre as folhas, galhos e caule das plantas é um fator de estresse, face a fragilidade da muda durante o processo de estabelecimento.

As análises de solo indicaram variação horizontal e vertical, principalmente na textura, onde predominam as partículas de silte a areia fina. Estas partículas limitam a coesão entre os agregados. O solo é compactado com baixa fertilidade e porosidade, (Molinaro e Vieira., 2007; Teixeira *et.al.*, 2004). A reduzida porosidade incrementa o escoamento superficial. Fatores que somados às condições meteorológicas potencializam a erosão, mesmo considerando a compactação do solo.

Nas duas áreas as sondagens indicaram mistura de diferentes substratos. Na maioria dos perfis inexistiu conexão do material subjacente com o sobrejacente. No acompanhamento das sondagens não foi detectada a atuação de processos pedogenéticos ao longo do perfil do solo. Invariavelmente tem-se material compactado em toda a sequência, a exceção é quando se encontra material orgânico soterrado. Foi constatada a presença de fragmentos de cal e asfalto disseminados ao longo do perfil. Na área mais a leste foi detectado, em subsuperfície, um horizonte orgânico com gramíneas em decomposição (Figura 2). Na floresta primária a densidade do solo é de $0,81\text{g}\cdot\text{cm}^{-3}$. Nas áreas abertas, Arruda (2005), mediu a densidade e a porosidade do solo em 30 diferentes áreas degradadas. Em média os valores de densidade foram 56% maiores e os da porosidade, em média, 65,4% menores.

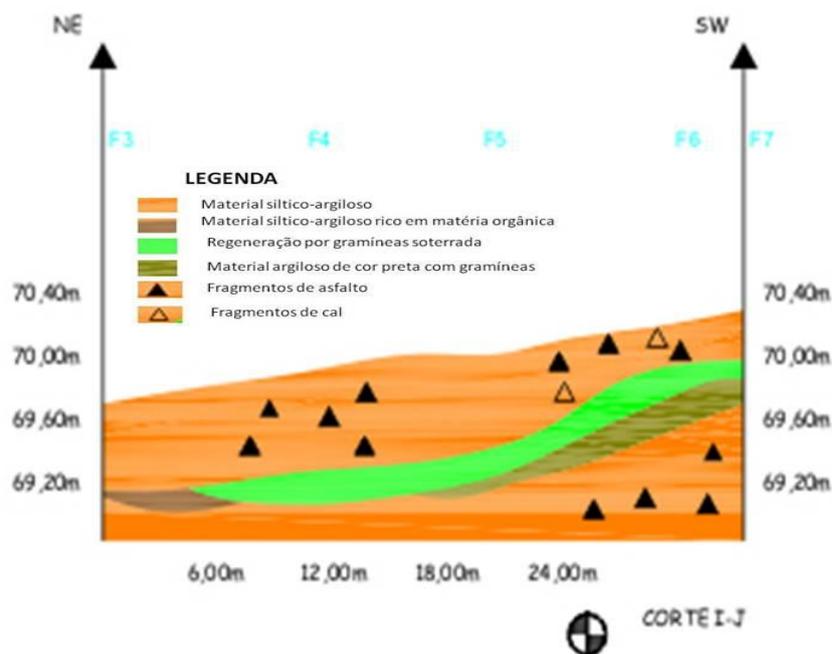


Figura 2 – Corte I – J, paralelo às linhas de plantio na quadra 8 da LUC 15. Os F3, F4, F5, F6 e F7 são os poços de sondagem. Urucu, AM, Brasil.

A origem do solo é sinalizada pelo perfil apresentando fragmentos de asfalto e cal, horizontes sem conexão, presença de material compactado. O soterramento de um estágio inicial da sucessão vegetal permite afirmar que as áreas foram utilizadas como depósitos de resíduos sólidos das atividades de terraplanagem e manutenção dos acessos - “bota-fora”. Portanto a gênese dos solos é antropogênica, sendo classificados como solos urbanos (Spaargaren, 2000; Popkov e Dement’eva, 2002) ou Antropossolos, segundo o novo Sistema Brasileiro de Classificação de Solos (Curcio, 2008). Esta heterogeneidade apresenta um desafio adicional para os restauradores. Em terrenos com estas características, a coleta de amostras compostas na superfície do solo é ineficaz, na medida em que existe grande variação lateral e vertical das características físicas e químicas do solo. Nem sempre o sistema radicular da planta se desenvolve no terreno com as características amostradas na coleta superficial. O ideal são amostras em diferentes profundidades, obtidas no local onde a planta irá ser cultivada.

Solos adensados, pobres em nutrientes e mal drenados como estes limitam o desenvolvimento do sistema radicular, reduzindo a absorção de água e nutrientes. O que em parte explica o observado confinamento das raízes das mudas à cova do plantio, local que contém composto orgânico, adubo, solo descompactado e capacidade maior de acumular água que as áreas adjacentes. Esses elementos que contribuem para que os indivíduos cultivados tenham menor desenvolvimento e tempo de vida do que o potencial biológico da espécie (Jim, 1998; Schueller, 2000). Ao mesmo tempo, as limitações na obtenção de água e nutrientes facilitam o estabelecimento de espécies ruderais e invasoras (Pavao-Zuckerman, 2008). Tais características refletem no tempo, custos e resultados finais da restauração pretendida.

A micro-topografia das áreas está representada por topos aplainados e rampas com declives suaves. Nas rampas é comum a presença de areia média amarelada a esbranquiçada na superfície, indicando a lixiviação das partículas mais finas e a permanência das partículas maiores, que o escoamento não tem poder para transportar.

A diferença de nível é mais acentuada nas bordas, possivelmente associada a movimentação das máquinas de terraplanagem empurrando o material para estes

pontos. As quadras e as linhas de plantio foram implantadas nas bordas das áreas, independente da declividade do terreno. O plantio em linhas desconsiderou as variações topográficas ou a declividade, procedimento usual em Urucu. A declividade entre os 18 blocos nas duas áreas variou de 2% a 7% (Tabela 1). A análise de variância das declividades entre as áreas mostrou que não há diferença significativa entre estas declividades ($p= 0,086$), dado que reforça o entendimento de que, na maioria dos casos, há um padrão aplainado destas áreas.

Tabela 1 – Declividade das quadras onde foi realizado o plantio, Urucu 2006. Urucu, AM, Brasil.

Área/Quadra	1	2	3	4	5	6	7	8	9
J 94	6%	4%	2%	7%	3%	2%	3%	3%	4%
LUC 15	2%	3,5%	3,5%	2,5%	3%	2%	2%	2,5%	3%

Com a continuidade das chuvas e a saturação de água no solo, há formação de poças. A partir de então, as reduzidas declividades expostas à intensa pluviosidade fazem com que a água escoe em fluxo laminar. É uma forma lenta de erosão, nem sempre perceptível, capaz de causar prejuízos a médio e longo prazo pela lixiviação de nutrientes, rebaixamento gradual da superfície e, por consequência, a retirada do substrato onde as plantas se fixam. A baixa velocidade do processo, 0,0015 a 0,3 m/s⁻¹ (Selby, 1994), tem poder para transportar pequenos volumes a distâncias curtas, partículas do tamanho do silte e areia fina. Sua escala temporal de atuação está relacionada à duração e intensidade do período chuvoso, com início logo após o começo da chuva e término pouco depois que termina a precipitação.

O rebaixamento da superfície também é causado pela erosão pluvial atuando sobre o solo desprotegido, associado ao escoamento em fluxo laminar ao longo do suave declive das parcelas. Este rebaixamento chegou a 20 cm, medido em micropedestal na área J 94. Entre fevereiro a novembro de 2006 o rebaixamento chegou a 7cm, medido no caule de uma das mudas (Figura 3).



Figura 3 – Rebaixamento da superfície expondo o sistema radicular da planta. Urucu, AM.Brasil.

Medidas do rebaixamento da superfície pela perda de solo em áreas degradadas de Urucu indicaram valores médios da ordem de $7,5 \text{ cm.ano}^{-1}$ (Arruda, 2005). Valores exponencialmente maiores do que os encontrados por Barbosa e Fearnside (2000), para floresta tropical úmida no estado de Roraima/Brasil.

A perda de solo causa estresse fisiológico nas plantas na medida em que influi diretamente no estabelecimento devido ao descalçamento e exposição do sistema radicular, prejudicando sua fixação e a absorção de água e nutrientes. Causa também um distúrbio, ao comprometer o estabelecimento da planta pela modificação da estrutura do solo eliminando as porções superficiais de seu habitat. Estudos em áreas de pastagens demonstraram que a produtividade aumenta gradualmente das áreas de exportação de sedimentos para as áreas de deposição. Comparativamente a produtividade é maior em zonas com menor erosão (Casado *et al.*, 1985; Puerto *et al.*, 1990). Estima-se que a perda de 10 mm de solo implica em 5 a 10% de perda de produtividade pelas plantas (Lal, 1976). Como consequência do incremento da erosão há uma simplificação da cobertura e complexidade da vegetação, produzindo uma redução na riqueza específica, na medida em que sobrevivem apenas as plantas tolerantes ao estresse provocado pelo distúrbio (Guardia e Ninot, 1992; Guerrero-Campo e Montserrat-Marti, 2000).

Deve-se destacar que as plantas cultivadas no experimento são um subconjunto daquelas que vivem nas áreas do entorno, em áreas menos afetadas pela erosão. O que exige destas plantas adaptabilidade para tolerar o estresse.

A regeneração natural observada permeando o plantio foi predominantemente rasteira, com plantas ruderais e invasoras, como o *Panicum pilosum* Sw, *Phyllanthus niruri* L e *Pueraria phaseoloides* (Roxb) Benth, o que sinaliza a existência de limitações do substrato para regeneração natural, uma vez que a floresta ao redor disponibiliza sementes. Assim como confirma a intensidade do distúrbio e do estresse e o observado na restauração em Antropossolos (Grime 1977; Pavao-Zuckerman, 2008, Curcio, 2008).

No acompanhamento realizado por Molinaro e Vieira, 2007, a espécie cultivada que apresentou maior crescimento relativo em ambas as áreas foi a *Ochroma pyramidale* (Cav.) Urb., chegando a seis metros de altura, com crescimento acima de 200% no período de acompanhamento. Molinaro e Vieira (2007) creditaram este crescimento a superfície foliar maior que das espécies cultivadas em seu entorno, o que em tese a habilita como melhor instrumentada para competir pela luz. Entretanto, a mortalidade dos indivíduos plantados desta espécie foi de 54% na LUC 15 e 21% na J 94. O *Inga edulis* Mart e o *Enterolobium schomburgkii* Benth, foram bastante atacados por herbivoria, comprometendo as taxas de crescimento percentual. O *Inga edulis* Mart teve taxa de crescimento de 12% na J 94 e de 37% na LUC 15. Para o *Enterolobium schomburgkii* Benth a taxa de crescimento foi de 14% na J 94 e 2% na LUC 15. Mas a taxa de mortalidade foi reduzida, sendo 25% na J 94 e 6% na LUC 15 e 32% na J 94 e 18% na LUC 15, respectivamente. A *Virola surinamensis* (Rol. ex Rottb.), *Mauritia flexuosa* L.f. , não tiveram indivíduos mortos e o *Oenocarpus bataua* Mart, não teve indivíduos mortos na J 94 e apenas 8% de mortalidade na LUC 15. A *Tabebuia serratifolia* (Vahl) teve mortalidade de 3% na J 94 e de 10% na LUC 15, com taxa de crescimento de 73% na J 94 e 44% na LUC 15, no período de acompanhamento. As espécies que não tiveram indivíduos mortos em pelo menos uma das áreas são aquelas reconhecidas como melhor adaptadas a solos saturados em água - *Virola surinamensis* (Rol. ex Rottb.), *Mauritia flexuosa* L.f. e *Oenocarpus bataua*. Mas as taxas de crescimento das espécies foram reduzidas, variando entre 7% e 42%.

Grime (2001) afirma que a planta será competitivamente superior se for capaz de captar recursos com maior rapidez do que suas vizinhas. Creio que as maiores taxas de crescimento estão relacionadas às características particulares da espécie. A luminosidade é intensa em toda a superfície das áreas. Então o fator limitante não foi a luz, para justificar a superioridade competitiva do *Ochroma pyramidale* (Cav.) Urb. Esta espécie floresceu e gerou sementes sete meses após o término do acompanhamento, morrendo logo em seguida, indicando limitações quanto a tolerância ao estresse no decorrer do tempo. O *Inga edulis* Mart e o *Enterolobium schomburgkii* Benth não apresentaram maiores taxas de crescimento, devido ao ataque por herbívoros. Em Urucu estas espécies foram utilizadas em mais de 70% do conjunto das áreas revegetadas e o *Inga edulis* Mart tem sobrevivido ao longo do tempo de plantio. O que evidencia a capacidade da espécie em continuar a extrair recursos mesmo com a reduzida disponibilidade dos mesmos. Esta habilidade faz do *Inga edulis* Mart uma espécie adequada para utilização, pois se apresenta como boa competidora (Tilman, 1982). Considerando as taxas de crescimento e a mortalidade, a *Tabebuia serratifolia* (Vahl) foi a espécie que apresentou melhor desempenho. Embora este resultado possa estar mascarado, devido a inexistência de deficiência hídrica no período de monitoramento, pois esta espécie é sensível ao dessecamento do solo nas fases iniciais de crescimento.

Os dados mostram que o crescimento das mudas foi desigual entre as duas áreas, entre as quadras de uma mesma área e entre as espécies cultivadas. Diferenças que podem estar relacionadas às características da área e genotípicas. Considerando que são plantas aclimatadas, produzidas a partir de sementes obtidas na região, acreditamos que as diferenças no crescimento e na mortalidade de indivíduos da mesma espécie são explicadas pelo ataque por herbívoros, pelo nicho e interações ambientais presentes na área de cultivo, aí inserida a atuação da erosão.

Na área J 94 morreram 27,5% do total de mudas plantadas. Destas, 37,9% do total de plantas mortas estavam em áreas marcadas pela erosão, e 52,4% em áreas alagáveis, ou seja, associada ao processo erosão→transporte→deposição. Desse resultado, 9,7% das plantas mortas não apresentavam sinais de erosão ou deposição que permitissem uma associação.

Na LUC 15 morreram 13,3% do total de mudas plantadas, das quais 71,6% das mudas mortas estavam em áreas marcadas pela erosão e 3,3% em áreas alagadiças. Em 25,1% das plantas que morreram inexistiam sinais que pudessem indicar como causa da morte processos ligados à erosão

Na LUC 15 as quadras que apresentaram maior mortalidade foram aquelas em que as linhas de plantio estavam paralelas ou subparalelas as linhas de maior declividade. O mesmo aconteceu com a quadra 1 da J 94. Portanto, onde o escoamento superficial em fluxo laminar era mais intenso. Nas quadras 8 e 9 da J 94 a alta mortalidade está associada ao alagamento das mesmas. A Tabela 2 mostra a quantidade de plantas mortas por quadra em cada uma das áreas.

Tabela 2 – Percentual de mudas mortas por quadra em cada uma das áreas. Urucu, AM, Brasil.

ÁREA/QUADRA	Q1	Q2	Q3	Q4	Q5	Q6	Q7	Q8	Q9
J 94	28%	16%	2%	12%	16%	16%	28%	64%	66%
LUC15	8%	16%	14%	12%	14%	20%	10%	12%	14%

A correlação entre as plantas mortas (mortatotal) e as plantas mortas em locais marcados pela erosão (mortaerosao) apresentou $r=0,742$. O que evidencia uma forte correlação entre a mortalidade de mudas cultivadas e os processos erosivos (Figura 4).

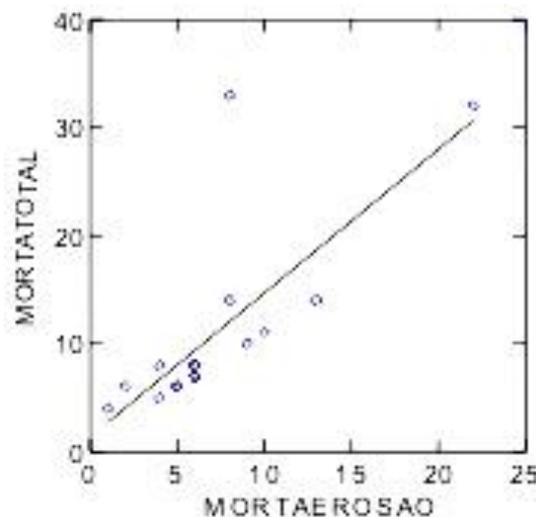


Figura 4 – Correlação entre o total de plantas mortas e as plantas mortas associadas visualmente a processos de erosão $r=0,742$. Urucu, AM, Brasil.

Leal Filho *et al.*, (2006) realizou experimento protegendo o solo ao realizar o plantio e comparou os resultados com parcelas onde esta prática não foi adotada. Oportunidade em que comprovou que nas parcelas com solo protegido as árvores tiveram maior crescimento e menor mortalidade. Naquela ocasião os autores não consideraram a atuação da erosão como limitadora do desenvolvimento e estabelecimento das plantas. O que não quer dizer que a erosão deixou de afetar os resultados.

Analisando a mortalidade das plantas cultivadas a partir da teoria da competição, verifica-se que entre elas não houve competição por luz, devido a inexistência de barreiras à incidência de radiação solar na área como um todo.

A deficiência de água inexistiu, conforme amplamente citado neste artigo. A carência de nutrientes não foi um fator determinante na mortalidade durante o período de nove meses de acompanhamento. Isto porque as mudas foram cultivadas em um mesmo tipo de substrato, em covas com 8.000cm³ de terra, sendo 2.666cm³ de composto orgânico, adubadas com 20g macronutrientes. A lixiviação decorrente da pluviosidade é minimizada devido ao terreno ao redor da cova ser mal drenado e compactado, confinando os nutrientes e raízes no interior da mesma. O confinamento das raízes na cova foi observado pela exposição devido ao rebaixamento do piso da área pela erosão. Constatação que também pode ser feita em outros plantios de Urucu. Não foram observados sinais de deficiência nutricional nas plantas no período de acompanhamento. A mortalidade foi diferenciada para plantas de mesma espécie e para plantas de diferentes espécies em quadras distintas, o que sinaliza que os nutrientes não se constituíram em um fator limitante. A competição por espaço também não foi uma barreira à sobrevivência das mudas plantadas, pois além do espaçamento de 2m entre elas, o sistema radicular ficou confinado na cova. Assim como as copas e ramos laterais permaneceram distantes uns dos outros.

A competição com as invasoras, representada por plantas ruderais, gramíneas e herbáceas foi identificada por Molinaro e Vieira (2007) como principal agente causador da mortalidade das plantas cultivadas. As árvores adultas, por terem padrão de alocação de biomassa principalmente nas partes aéreas, são mais eficientes na competição pela luz do que as gramíneas e herbáceas. O

acompanhamento do plantio evidenciou que as mudas plantadas embora medissem mais de 30 cm de altura não chegaram a sombrear as áreas colonizadas pelas gramíneas e herbáceas, pois seus ramos e folhas ainda eram diminutos. Por sua vez, as gramíneas e herbáceas não chegaram a se desenvolver sobre as mudas arbóreas, não comprometendo a absorção de luz pelas mesmas.

As gramíneas e herbáceas com suas raízes fibrosas e abundantes são mais eficazes em competir por recursos do solo (Tilman e Wedin, 1991; Cahill e Casper, 2000). O observado nos plantios foi que as plantas invasoras colonizaram a superfície, mesmo em áreas distantes dos plantios, evidenciando assim que inexistiu competição por consumo de recurso essencial para as espécies rasteiras. A ausência de sintomas de deficiência de nutrientes e água nas espécies arbóreas indica que: se a competição existiu esta não chegou a comprometer recursos essenciais. As características físicas do solo, compactados e com reduzida permeabilidade, é outro fator a limitar a competição pelos recursos porventura disponíveis nas covas. Poderia ainda haver competição por espaço entre as raízes das plantas arbóreas e rasteiras, o que é descartado; na medida em que o acúmulo destas na superfície da cova foi diminuto, assim como a presença de raízes. As gramíneas, ruderais e herbáceas somam-se às limitações do solo e a erosão no sentido de inibir o desenvolvimento de plântulas provenientes da chuva de sementes, sem, no entanto, serem capazes de impedir a sobrevivência das mudas cultivadas nos nove meses de observação.

Considerando que a resiliência do ecossistema foi rompida e observando o processo de colonização que ocorre nas áreas degradadas, sob a ótica do modelo de facilitação a restauração deve ser enfocada a partir do manejo da sucessão primária. Desta forma, criando condições e facilitando o estabelecimento das espécies arbóreas, a partir do manejo das gramíneas e plantas ruderais.

Algumas das plantas ruderais e invasoras que se estabelecem nestas áreas são indicadoras do estado nutricional e físico dos solos, a exemplo da *Cyperus rotundus* – solos ácidos, adensados, mal drenados e possível deficiência de magnésio – e *Malva sp* – solo muito compactado. Estas plantas, denominadas companheiras, estão preparando o solo para receber espécies mais exigentes, pois este precisa ser descompactado e provido de matéria orgânica. Aumentando assim

sua porosidade, permeabilidade, disponibilidade de nutrientes e acumulação de água, facilitando assim o estabelecimento posterior de espécies mais exigentes.

5.6 CONSIDERAÇÕES FINAIS

O experimento realizado confirma a hipótese da existência de interrelação entre a erosão e o estabelecimento de mudas nas áreas estudadas, indicando que embora com superfície aplainada, é necessário controlar a erosão nos plantios. Isto porque a erosão pluvial é intensa, assim como a erosão laminar. Minimizar a erosão é importante para o estabelecimento das plantas e redução das perdas. O que reflete no sucesso e custos da restauração.

A erosão não é o único fator limitante ao sucesso na restauração das áreas degradadas em Urucu, mas é um fator que deve ser considerado, estudado e minimizado. Outros experimentos devem ser realizados no sentido de se melhor conhecer os efeitos da erosão nas comunidades vegetais. Em especial quanto ao efeito do impacto direto das gotas de chuva nas mudas, medições e impactos do escoamento superficial no solo, no banco de sementes, no estabelecimento de plântulas e na vegetação estabelecida nas clareiras e dentro da floresta.

A restauração deve considerar a sucessão primária como ponto de partida dos trabalhos. A resiliência do ecossistema foi rompida e o banco de sementes e os horizontes superficiais do solo foram eliminados. A área a ser restaurada apresenta um ambiente estéril: o solo está desprotegido, desestruturado, compactado, pouco poroso e desprovido de nutrientes. Minimizando assim as possibilidades de sucesso dos trabalhos de restauração pautados no fomento da sucessão secundária.

CONCLUSÕES E RECOMENDAÇÕES

A erosão influencia a regeneração das áreas degradadas que tem a técnica de restauração fundamentada na sucessão vegetal. Esta influência é recíproca, tanto a erosão influencia os processos sucessionais como é influenciada por eles.

Este é um dos motivos do tímido sucesso obtido até então com o plantio de mudas visando a restauração das áreas degradadas, na província petrolífera de Urucu. Em 2007 mais de 70% das superfícies restauradas permaneciam com solo exposto; a regeneração avança lentamente e está representada, principalmente, por gramíneas exóticas – invasoras – e plantas ruderais. A erosão tem sido controlada apenas de forma localizada e o dossel não está sendo cicatrizado.

As áreas abertas pela indústria petrolífera não devem ser denominadas de clareiras. Esta denominação remete a um ecossistema diferenciado daquele que existe no local, pois são áreas aonde a resiliência foi superada e a sucessão se estabelece a partir da sucessão primária.

Propõe-se uma classificação das áreas degradadas pela indústria petrolífera, fundamentada nos usos destas áreas por esta indústria. Tendo em vista que os diferentes usos causam impactos diferenciados, afetando a resiliência do ecossistema de forma diversa. As técnicas de restauração devem ser adequadas a estas distintas realidades, que geralmente convivem dentro de uma mesma área em processo de restauração. As classes de uso são: a) infraestrutura; b) prospecção/pesquisa; c) poço; d) empréstimo; e) bota fora.

A compactação do solo é um importante fator limitante da restauração, tendo em vista que: a) minimiza a infiltração; b) potencializa o escoamento superficial; c)

limita o estabelecimento das mudas cultivadas devido ao confinamento das raízes à cova; d) limita o estabelecimento das plântulas devido a reduzida disponibilidade hídrica e nutricional; e) favorece a erosão pelas relações entre os fatores supra mencionados.

A erosão por sua vez limita a restauração, tendo em vista que: a) contribui para a compactação do solo devido a erosão pluvial; b) limita a infiltração, devido a formação de fina crosta originada pelo impacto das gotas de chuva; c) limita a disponibilidade hídrica no solo pela redução da infiltração e aceleração do escoamento superficial; d) lixivia os escassos nutrientes do solo e, principalmente, arrasta a matéria orgânica que porventura fosse se decompor e ser incorporada ao solo; e) limita o estabelecimento de mudas e plântulas devido: i) ao descalçamento das raízes; ii) ao arraste das sementes para fora dos limites da área degradada; iii) ao estresse causado pelo impacto direto das gotas de chuva nas plântulas; iv) ao arraste da porção fértil do solo; v) a redução da disponibilidade de água no solo.

A erosão funciona como agente dispersor secundário. Os propágulos oriundos da chuva de sementes são redistribuídos pela erosão, dos sítios de erosão para os sítios de deposição, no interior da área degradada. Efeito que pode ser utilizado para criação de bolsões de sementes e plântulas numa proposta de restauração que utilize, dentre outras técnicas, a de nucleação.

A vegetação minimiza a erosão quando: a) a vegetação recobre mais de 70% do solo reduzindo a erosão pluvial e o escoamento superficial; b) ocorre a cobertura do solo pela copa das árvores, o que minimiza a erosão pluvial e aumenta a infiltração. Funcionam como obstáculos ao escoamento, diminuindo o poder erosivo da água em movimento devido aos seguintes fatores: i) sistema radicular das gramíneas; ii) o sistema radicular superficial das espécies arbóreas; iii) serrapilheira e restos vegetais.

Considerando o acima exposto recomenda-se:

- a) Manejar o processo erosivo de forma a minimizar a erosão pluvial nas áreas em restauração e utilizar a erosão como agente dispersor de sementes e nutrientes; a deposição como base para criação de “núcleos” de vegetação;

- b) Utilizar plantas companheiras e facilitadoras, no sentido de aumentar a disponibilidade de matéria orgânica, descompactar o solo e, por conseqüência, aumentar a porosidade e permeabilidade;
- c) Identificar as áreas degradadas a partir de seu principal uso pela indústria petrolífera. Dentro das áreas mapear os locais mais e menos afetados pela intervenção (distúrbio), de modo a aperfeiçoar a interpretação dos resultados de experimentos e obter melhores resultados na restauração;
- d) Adotar técnicas de restauração compatíveis com o distúrbio de cada área e dentro de uma mesma área;
- e) Abordar a restauração florestal nas áreas degradadas na província petrolífera de Urucu tendo como princípio o manejo da sucessão primária;
- f) Adequar a utilização de espécies exóticas e invasoras às boas práticas ambientais e ao previsto na legislação;
- g) Aprofundar as pesquisas visando melhor conhecer a influência recíproca dos fatores bióticos com os abióticos, como forma de trabalhar com a restauração florestal da forma mais integrada possível.

BIBLIOGRAFIA

Ab'Saber, A.N; 1965. O domínio morfoclimático amazônico. *Geomorfologia* 1:1-6.

Agassi, M. 1996. *Soil Erosion Conservation and Rehabilitation*. New York: Marcel Dekker. 402 pp.

Aguiar, F.E.O. 2001. *Análise climática da província petrolífera do rio Urucu (AM). Identificação e possíveis impactos no clima de uma floresta tropical sob processo de intervenção antrópica e seus reflexos em meso e macro escala*. Tese de Doutorado, Faculdade de Filosofia, Letras e Ciências Humanas, Departamento de Geografia da Universidade de São Paulo. São Paulo, 352 pp.

Aide, T.M.; Zimmerman, J.K.; Rivera, L.; Marcano-Vega, H. 2000. Forest Regeneration in a chronosequence of tropical abandoned pastures: implications for restoration ecology. *Restoration Ecology* 8 (4): 328-338.

Almeida, S.S. 1989. *Clareiras naturais na Amazônia Central: abundância distribuição, estrutura e aspectos da colonização vegetal*. Dissertação de mestrado, Instituto Nacional de Pesquisas da Amazônia / Fundação Universidade do Amazonas, Amazonas, Manaus.

Amaral, I.L de. 2006. *Diversidade florística em floresta de terra firme, na região do rio Urucu – AM*. Dissertação de Mestrado, Instituto Nacional de Pesquisas da Amazônia / Universidade do Amazonas, Manaus, Amazonas. 104 pp.

Amaral, I.L; Lima Filho, D. de A; Matos, F.D.de A. 2004. *Florística de clareiras sob impacto da exploração petrolífera no rio Urucu – AM*. I Workshop Técnico Científico da Rede CT Petro Amazônia. Manaus, AM. CD Room.

Amorim, R.S.S.; 2000. *Desprendimento e arraste de partículas de solo decorrentes de chuvas simuladas*. Tese de Doutorado. Universidade Federal de Viçosa, Viçosa, Minas Gerais. 67pp.

Angulo, R. J.; Roloff, G.; Souza, L. P. 1984. Relações entre a erodibilidade e agregação, granulometria e características químicas de solos brasileiros. *Revista Brasileira de Ciência do Solo*, (8):133-138.

Antony, L.M.K; Pereira, G.N; Gottgroy, J.C.S. 2006. *Invertebrados edáficos como indicadores da reabilitação de clareiras resultantes da exploração petrolífera*. Anais 1º Congresso Internacional Piatã. Manaus, AM, BR. Disponível em CD.

Antrop, M. 2006. *From holistic landscape synthesis to transdisciplinary landscape managemet*. Chapter 3. In library.wur.nl/frontis/landscape_research/03_antrop.pdf . Acesso em 25/07/2008.

Apostel, L. 1963. *Le problème formel des classifications empiriques*. Centre National de Recherche de Logique / Société Belge de Logique et Philosophie des Sciences (ed). La Classification dans les Sciences. Bruxelles.157 – 230.

Araújo, R.S. 2002. *Chuva de sementes e deposição de serrapilheira em três sistemas de revegetação de áreas degradadas na reserva biológica de Poço das Antas, Silva Jardim, RJ*. Dissertação de Mestrado Universidade Federal Rural do Rio de Janeiro, Instituto de Florestas. 102 pp.

Arruda, W. da C. 2005. *Estimativa dos processos erosivos na base de operações geólogo Pedro de Moura Urucu – Coari – AM*. Dissertação de Mestrado. Universidade Federal do Amazonas/Faculdade de Ciências Agrárias Manaus AM. 80pp.

Asner, G.P. 2001. Cloud cover in Landsat observations of Brazilian Amazon. *International Journal Remote Sensing* 22: 3855 – 3862.

Baker, H.G. 1989. *Some aspects of the natural history of seed Banks*. Ecology of soil seed banks. In *Ecology of soil seed banks*. Leck, M.A; Parker, T.V; Simpson, R.L eds. New York: Academic Press. 9-21.

Barata, C.F.; Caputo, M.V. 2007. *Geologia do petróleo da bacia do Solimões. O “estado da arte”*. 4ºPDPETRO, Campinas, SP. http://www.portalabpg.org.br/PDPetro/4/resumos/4PDPETRO_1_1_0147-1.pdf. Acesso em 25/11/2008.

Barbosa, R.I; Fearside, P.H. 2000. Erosão do solo na Amazônia: estudo de caso na região de Apiaú, Roraima, Brasil. *Acta Amazônica* 30(4):601-613.

Barnes, B.V.; Zak, D.R.; Denton, S.R.; Spurr, S.H. 1997. *Forest Ecology*. John Wiley e Sons Oxford U.K. 687 pp.

Bastos, M. de N.do C; Gurgel, E.S.C; Santos, J.U.M dos. 2008. *Composição florística de clareiras naturais em floresta ombrófila, rio Urucu, base de operações geólogo Pedro de Moura, Coari – AM*. Anais do VII Simpósio Nacional de Recuperação de Áreas Degradadas. Curitiba. PR. 595-596.

Bazzaz, F.A. 1983. Characteristics of populations in relation to disturbance in natural and man-modified ecosystems. In Mooney, H.A. e Godron, M. (Eds). *Disturbance and Ecosystems: components of response* Springer-Verlag, Berlin, p.259-275.

Bentisink,L; Koornneef, M.2008. *Seed dormancy and germination. The Arabidopsis Book* pg. 1-18. Published American Society of Plant Biologist. Disponível em <http://www.bioone.org/doi/full/10.1199/tab.0119?cookieSet=1>, consultado em 02/02/2009.

Berger, W.H.; Parker, F.L. 1970. Diversity of planktonic foraminifera in deep-sea sediments. *Science*, 168(3927):1345-1347.

Bigarella, J.; Passos, E; Hermann, M.L.de P; Santos, G.F dos; Mendonça, M; Salamuni, E; Suguio, K. 2007. *Estrutura e origem das paisagens tropicais e subtropicais*. Volume 3. Editora da UFSC, Florianópolis SC, Brasil 1436 pp.

Bochet, E. García-Fayos, P. 2004. Factors controlling vegetation establishment and water erosion on motorway slopes in Valencia, Spain. *Restoration Ecology*, 12(2): 166-174.

Boggs Jr, S. 1987. Primary Sedimentary Structures. Part three, chapter 6. *Principles of sedimentology and stratigraphy*. Merril Publishing Company. Columbus, Ohio. p 136-167.

Brandani, A., Hartshorn, G.S. e Orians, G.H. 1988. Internal heterogeneity of gaps and species richness in a Costa Rican wet forest. *Journal of Tropical Ecology*, 4:99-119.

Brokaw, N.V.L. 1982. Treefalls: Frequency, time, and consequences. In *The ecology of tropical forest: seasonal rythms and long-term changes*. E.G. Leight, Jr; A.S.Rand; D.M. Windsor eds. Smithsonian Institution Press, Washington, D.C., USA. p 101-108.

Brokaw, N.V.L. 1985. Gap-phase regeneration in a tropical forest. *Ecology* 66:682-687.

Brokaw, N.V.L. 1985b. Treefalls, regrowth, and community structure in tropical forests. In *The ecology of natural disturbance and patch dynamics*. (Pickett, S.T.A.; White P.S.(Eds). Academic Press, San Diego, p.53-69.

Brown, N. 1993. The implications of climate and gap microclimate for seedling growth conditions in a Bornean lowland forest. *Journal of Tropical Ecology*, 9:153-168.

Brown, N; Jennings, S; Vieira, G. 1996. Interactions between seedlings banks and the magnitude and frequency of forest disturbance. In: Grubb, P. (org) *Population and community dynamics in the tropics*. Cambridge, GB.

Bruno, J.F; Stachowics, J.J; Bertness, M.D. 2003. Inclusion of facilitation into ecological theory. *Trends in Ecology and Evolution* 18(3)119-125.

Büdel, J.Die. 1982. *Climatic Geomorphology*. Princeton: Princeton University Press. 443 pp.

Bull, W.F. 1979. Threshold of critical power in streams. *Geological Society of America Bulletin*, 90: 453-464.

Cahill, J.F.; Casper, B.B. 2000. Investigating the relationship between neighbor root biomass and belowground competition: field evidence for symmetric competition belowground. *Oikos*, 90: 311– 320.

Calvi, G.P. 2008. *Condicionamento de sementes florestais visando a recuperação de áreas degradadas pela exploração petrolífera na Amazônia brasileira*. Dissertação de Mestrado Ciências de Florestas Tropicais/ Instituto Nacional de Pesquisas da Amazônia / Fundação da Universidade do Amazonas, Manaus, AM. 80p.

Caputo, M.V. 1991. Solimões megashear: interplate tectonics in northwestern Brasil. *Geology*, 19: 246 – 249.

Cardoso, D.P; Silva, M.L.N.; Curi, N.; Sáfiadi, T.; Fonseca, S.; Ferreira, M.M.; Martins, S.G.; Marques, J.J. de Sá M. 2004. Erosão hídrica avaliada pela alteração na superfície do solo em sistemas florestais. *Scientia Florestalis* 6: 25–37.

Casado, M.A.; De Miguel, J.M.; Sterling, A.; Peco, B.; Galiano, E.F.; Pineda, F.D. 1985. Production and spatial structure of Mediterranean pastures in different stages of ecological succession. *Vegetatio* 64:75–86.

Cassetti, V. 2007. Fisiologia da Paisagem. *Geomorfologia*. www.funape.org.br/geomorfologia. Acesso: 12/09/2006

Cerda, A.; Garcia-Fayos, P. 2002. The influence of seed size and shape on their removal by water erosion. *Catena* 48: 293-301.

Chambers, J.C. 2000. Seed movements and seedling fates in disturbed Sagebrush steppe ecosystems: Implications for restoration. *Ecological Applications* 10(5):1400 – 1413.

Chambers, J.C.; MacMahon, J.A. 1994. A day in the life of seed: Movements and fates of seeds and their implications for natural and managed systems. *Annual Reviews in Ecology and Systematics*, 25: 263-292.

Chambers, J.C; Mouch Mahon, J.A; Haefner, J.H. 1991. Seed entrapment in alpine ecosystems: effects of soil particle size and diaspore morphology. *Ecology* 72: 1688-1677.

Cheke, A.S.; Nanakorn, W.; Yankoses, C. 1979. Dormancy and dispersal of seeds of secondary forest species under canopy of primary tropical rain forest in northern Thailand. *Biotropica*, 11(2):88-95.

Choi, Y.D. 2007. Restoration ecology to the future: a call for new paradigm. *Restoration Ecology*, 15 (2): 351-353.

Clark, D.B. 1990. The role of disturbance in the regeneration of neotropical moist forest. In Bawa K.S. e Hadley M, (Eds.). *Reproductive ecology of tropical forest plants*. UNESCO, Paris, p. 291-235

Clements, F.E. 1916. *Plant succession: an analysis of the development of vegetation*. Carnegie Institute Washigton Publication, 242. Washigton D.C. 512 pp.

Clements, F.E. 1936. Nature and structure of the clímax. *Journal of Ecology*, 24:252 – 284.

Costa, J.B.S.; Bemerguy, R.L.; Hasui, Y.; Borges, M.da S.; Ferreira Junior, C. R. P.; Bezerra, P.É.L.; Costa, M.L. da; Fernandes, J.M.G. 1996. Neotectônica da região Amazônica: aspectos tectônicos, geomorfológicos e deposicionais. *Geonomos*, 4(2): 23 – 44.

Cowles, H.C., 1899. The ecological relations of the vegetation of the sand dunes of Lake Michigan. *Bot. Gaz.* 27:95-117.

CPRM – Serviço Geológico do Brasil. 2006. *Mapa geológico do Estado do Amazonas*. Disponível em <http://mapoteca.cprm.gov.br/programas/template.php> , acesso em 03/07/2007.

Cubiña, A. Aide, T.M. 2001. The effect of distance from forest edge on seed rain and soil seed bank in a tropical pasture. *Biotropica* 33:260–267

Curcio, G;R. 2008. Antropossolos: atributos e efeitos na recuperação de áreas degradadas. Disponível em http://www.sobrade.com.br/sinrad2008/palestras/7sinrad_gustavo_ribas_curcio.pdf , consultado em 30/10/2009.

Dalling, J.W.; Swaine, M.D; Garwood, N.C. 1997. Soil seed bank dynamics in seasonally moist lowland tropical forest, Panama. *Journal of Tropical Ecology* 13:659-680.

Dalling, J.W.; Muller-Landau, H.C; Wright, S.J; Hubbell, S.P. 2002. Role of dispersal in the recruitment limitation of neotropical pioneer species. *Journal of Ecology* 90:714-27.

Dalling, J.W.; Hubbell, S.P. 2002. Seed size, growth rate and gap microsite conditions as determinants of recruitment success for pioneer species. *Journal of Ecology* 90:557-569.

DeFries, R; Achard, F; Brow, S; Herold, M; Murdiyarso, D; Schlamadinger, B; Souza, C. Jr. 2007. Earth observations for estimating greenhouse gas emissions from deforestation in developing countries. *Environmental Science Policy* 10:385 – 394.

Deléage, J.P. 1991. *Une histoire de l'écologie*. Editions la découverte, collection Points Sciences. Paris. 330 pp.

Denslow, J.S. 1980. Gap partitioning among tropical rainforest trees. *Biotropica* 12:47-51.

Denslow, J.S.; Hartshorn, G.S. 1994. Tree-fall gap environments and forest dynamics processes. In *La Selva: Ecology and natural history of a neotropical rain forest*. Mcdade, L.A.; Bawa, K.S.; Hespeneide e G.S. Hartshorn (eds). University of Chicago Press, Chicago. p.120-127.

Dias, H.C.T.; Oliveira Filho, A.T. 1997. *Variação temporal e espacial da produção de serrapilheira em uma floresta estacional semi-decídua montana em Lavras – MG*. Revista Árvore, 21(1):11 – 26.

Dierssen, K. 2000. Ecosystems as states of ecological sucessions. In *Handbook of Ecosystem Theories and Managment*, JØrgensen, S.E e Müller, F (eds). Lewis Publslishers. 427 – 446.

Ehrenfeld, J.,G.; 2000. Defining the limits of restoration: The need for realistic goals. *Restoration Ecology*, 8(1): 2–9.

Eiras, J. F. 1999. Geologia e sistemas petrolíferos da Bacia do Solimões. In: VI Simpósio de Geologia da Amazônia. *Boletim de resumos expandidos*, Manaus: Sociedade Brasileira de Geologia, Núcleo Norte, p. 30-32.

Eiras, J. F., Becker, C. R., Souza, E. M., Gonzaga, F. G., Silva J. G. F., Daniel, L. M. F., Matsuda, N. S., Feijó, F. J. 1994. Bacia do Solimões. *Boletim de Geociências da Petrobras*, CENPES, v. 8, n. 1, Rio de Janeiro: p. 17- 45.

EMBRAPA. 1997. *Manual de Métodos de Análise de Solo*. 2ªed. Centro Nacional de Pesquisa de Solos. Rio de Janeiro, EMBRAPA-CNPS. 212 pp.

Erhart, H. 1956. La theorie bio-resistesique et les problemens biogeographiques et paleobiologiques. *Societé Biogeographique*. France. CNR 288:43-53.

Eyenrode, D.S.; Bogaert, J.; Van Hecke, P.; Impens, I. 1998. Influence of tree fall-orientation on canopy gap shape in an Ecuadorian rain Forest. *Journal of Tropical Ecology*, 14:865-869.

Ezawa, H.K.H; Leal Filho, N; Sena, J dos S. 2006. *Avaliação do processo sucessional nas áreas sob recuperação em Urucu – AM*. II Workshop Técnico Científico da Rede CT Petro Amazônia. Manaus AM CD Room.

Ferreira, S.J.F; Luizão, F.J; Dallarosa, R.L.G. 2005. Precipitação interna e interceptação da chuva em floresta de terra firme submetida à extração seletiva de madeira na Amazônia Central. *Acta Amazonica* 35(1): 55-62.

Finer, M. Jenkins, C.N.; Pimm, S.L.; Keane, B.; Roos, C. 2008. Oil and gas projects in the western Amazon: threats to wilderners, biodiversity, and indigenous people. *PlosOne*, 3(8):e2932 1 - 9. Em http://www.plosone.org/article/info:doi%2F10.1371%2Fjournal.pone.0002932?fb_page_id=6425923706e consultado em 25/11/2008.

Floyd, D.A; Anderson, J.E. 1987. A comparison of three methods for estimating plant cover. *Journal of Ecology* 75:221 – 228.

Foucault, M. 1966. *Les Mots et les choses. Une arqueologie des sciences humaines*. Tradução de A Ramos Rosa. “As Palavras e as coisas. Uma arqueologia das ciências humanas”. Lisboa, Portugal (s/d)

Franken, W; Leopoldo, P.R; Matsui, E; Ribeiro, M de. N.G. 1992. Estudo da interceptação da água de chuva em cobertura florestal amazônica do tipo terra firme. *Acta Amazonica* 12(2):327 – 331.

Franklin, S.E. 2001. Remote sensing for sustainable forest management. In <http://books.google.com.br/books?id=OTwTdAi2OIQC&printsec=frontcover#v=onepage&q=&f=false>

Fritsch, J.M; Sarrailh, J.M. 1986. Les transports solides dans l'écosystème forestier tropical humide guyanais: effets du défrichement et de l'aménagement de pâtures. *Pédologie*, XXII (2) 209 – 222.

Garcia-Fayos, P. 2004. Interacciones entre la vegetación y la erosión hídrica. In Valadares, F. *Ecología del bosque mediterráneo en un mundo cambiante*. Ministério de Medio Ambiente, EGRAF S.A. Madrid, 11: 309 – 334.

Garwood, N.C. 1983. Seed germination in a seasonal tropical rain forest in Panama: a community study. *Ecological Monographs* 53:159-181.

Garwood, N.C.; 1989. Tropical soil seed bank: a review. In Leck, M.A.; Parker, T.V.; Simpson, R.L.; (Eds). *Ecology of soil seed banks*. New York: Academic Press. p. 149-209.

Gautam, A.P; Webb, E.L; Eiumnoh, A. 2002. GIS assessment of land use / land cover changes associated with community forestry implementation in the middle hills of Nepal. *Mountain Research and Development* 22(1):63 – 69.

Gleason, H.A. 1926. The Individualistic concept of the plant association. *Bulletin of the Torrey Botanical Club*, 53:7 – 26.

Glenn-Lewin, D.C.; Peet, R.K.; Vesblen, T.T. (eds.) 1993. Plant Succession: Theory and prediction. Chapman e Hall. London. 368 pp.

Glime, J.M. 2006. Bryophyte ecology. *Physiological ecology* 1(6):1-5. Disponível em <http://www.bryoecol.mtu.edu/chapters/6Limits.pdf> , acesso em 20/12/2008.

Goch, Y. G de F. 2007. *Efeitos do assoreamento sobre a comunidades de peixes de igarapés do rio Urucu*. Tese de doutorado em Ecologia. Instituto Nacional de Pesquisas da Amazônia. Manaus, AM.

Gorham, E; Vitousek, P.M; Reiners, W. 1979. The regulation of chemical budgets over the course of terrestrial ecosystem succession. *Annual Review of Ecology and Systematics*. 10:53 – 84.

Gratzer, G.; Canhan, C.; Dieckemann, U.; Fischer, A.; Iwasa, Y.; Law, R.; Lexer, M.J.; Sandmann, H.; Spies, T.A.; Splechtna, B.E.; Szwagrzyk, J. 2004. Spatio-temporal development of forest – current trends in field methods and models. Mini-Review, *OIKOS* 107: 3 – 15.

Grime, J.P. 1977. Evidence for the existence of three primary strategies in plants and its relevance to ecological and evolutionary theory. *The American Naturalist*, 111(982):1169–1194.

- Grime, J.P.; Hodgson, J.G.Y.; Hunt, R. 1988. *Comparative plant ecology. A functional approach to common British species*. Ed. Castelpoint, London. 762 pg.
- Grime, J.P. 2001. *Plant strategies, vegetation processes, and ecosystem properties*. 2^a ed. Wiley, Chichester, UK.456 pp.
- Grubb, P.J. 1977. The maintenance of species richness in plant communities: the importance of the regeneration niche. *Biol. Rev.* 52: 107–145
- Guàrdia, R. Gallart,F. Ninot, J.M. 2000. Soil seed bank and seedling dynamics in badlands of the Upper Llobregat basin (Pyrennees). *Catena* 40:189-202.
- Guardia, R.Y.; Ninot, J.M. 1992. Distribution of plant communities in the badlands of the upper Llobregat basin (Southeastern Pyrenees) studie. *Geobotanica* 12:83-103.
- Guerra, A. J. T. 2007. O início do processo erosivo. In *Erosão e Conservação dos Solos: conceitos, temas e aplicações*. Guerra, A. J. T.; Silva, A.S.da; Botelho, R.M (Eds), 3^a Ed Bertrand Brasil. Rio de Janeiro, Brasil. 340pp.
- Guerrero-Campo, J.; Montserrat-Marti G. 2000. Effects of soil erosion on the floristic composition of plant communities on Marl in northeast Spain. *Journal of Vegetation Science* 11:239-336.
- Gurnell, A.M. 2007. Analogies between mineral sediment and vegetative particle dynamics in fluvial systems. *Geomorphology* 89:9-22
- Haffer, J.; Prance, G.T. 2002. Impulsos climáticos da evolução na Amazônia durante o Cenozóico: sobre a teoria dos refúgios de diferenciação biótica. *Estudos Avançados* 16(46): 175 – 206
- Hansen, M.C; Stehman, S.V; Potapov, P.V; Loveland, T.R; Townshend J.R.G; DeFries, R.S; Pittman, K.W; Arunarwati, B; Stolle, F; Steining M.K; Carroll, M; DiMiceli, C. 2008. *Humid tropical forest claring from 2000 to 2005 quantified by using multitemporal and multiresolution remotely sensed data. Proceedings of the National Academy of Science of the United States of America* 15(27): 9439 – 9444.
- Harper, J.L. 1997. *Population Biology of Plants*. London Academic Press. London U.K, 892pp.

Higuchi, N.; Santos, J. dos; Ribeiro, R. J.; Freitas, J.V. de; Vieira, G.; Coic, A.; Minette, L. J. 1997. *Crescimento e incremento de uma floresta amazônica de terra firme manejada experimentalmente*. Manaus: INPA/DFID, p.87-132 (Relatório Final do Projeto Bionte).

Hillel, D. 1998. *Environmental Soil Physics*. San Diego: Academic. 771 pp.

Holl, K.D. 2002, Effect of shrubs on tree seedling establishment in an abandoned tropical pasture. *Journal of Ecology* 90: 179-187.

Holl, K.D. 2006. Factors limiting tropical rain forest regeneration in abandoned pasture: seed rain, seed germination microclimate, and soil. *Biotropica*, 31:229-242.

Hooper, E.R.; Legendre, P.; Condit, R. 2004. Factors affecting community composition of forest regeneration in deforested, abandoned land in Panama. *Ecology*, 85(12):3313-3326.

Hooper, E; Legendre, P.; Condit, R. 2005. Barriers to forest regeneration of deforested an abandoned land in Panama. *Journal of Applied Ecology* 42:1165-1174.

Houaiss, A; Villar, M de. S; Franco, F.M de M. 2004. *Dicionário da língua portuguesa*. Moderna Editora. Rio de Janeiro, RJ. 907 pp.

Howe, H.F.; Schupp, E.W.; Westley, L.C. 1985. Early Consequences of Seed Dispersal for Neotropical Tree (*virola surinamensis*). *Ecology*, 66:781 – 791.

Hubbell, S.P; Foster, R.B. 1986. Canopy gaps and the dynamics of a neotropical forest. *Plant Ecology*. Crawley, M.J.(Ed) Blackwell Scientific, Oxford, 77-96 p.

Hudson, N. 1995. Soil Conservation. AMES:ISU 391 pp.

Hutchinson, G.E. (1957). The multivariate niche. Cold Spr. Harb.Symp. *Quant. Biol.* 22: 415–421.

INMET 2009. Instituto Nacional de Meteorologia. <http://www.inmet.gov.br/html/agro.html> , consulta em 12/01/2009.

INMET 2009. Instituto Nacional de Meteorologia. <http://www.inmet.gov.br/html/agro.html> , consulta em 15/12/2008.

INPE (2007). Monitoramento da Floresta Amazônica Brasileira por Satélite. Agência Espacial Brasileira. <http://www.obt.inpe.br/prodes/> . Acesso em 06/07/2008.

Jardim, F.C.da S.; Serrão, D.R.; Nemer, T.C. 2007. Efeito de diferentes tamanhos de clareiras, sobre o crescimento e a mortalidade de espécies arbóreas, em Moju-PA. *Acta Amazonica* 37(1):37-48.

Jennings, S.B; Brown, N.D; Sheil, D. 1999. Assessing forest canopies and understorey illumination: canopyclosure, canopy cover and other measures. *Forestry* 72(1):59 – 73.

Jentsch, A. 2007. The challenge to restore processes in face of nonlinear dynamics – on the crucial role of disturbance regime. *Restoration Ecology* 15(2):334 – 339.

Jim, C.Y. 1998. Urban soil characteristics and limitations for landscape planting in Hong Kong. *Landscape and Urban Planning*, 40:235-249.

Jones, F.E; Esler, K.J. 2004. Relationship between soil-stored seed banks and degradation in eastern Nama Karoo rangelands (South Africa). *Biodiversity Conservation*, 13:2027-2053.

Jordan, C.F; Heuveldop, J. 1981. The water budget of an Amazonian rain forest. *Acta Amazonica* 11(1):87-92.

Julien, P.Y. 1998. *Erosion and sedimentation. Bed forms e Bedload* Cambridge University Press, Melbourne, Australia.280pp.

Keddy, P.A. 1992. Assembly and response rules: two goals for predictive community ecology. *Journal of Vegetation Science*, 3:157-164.

Kennard, D;K.; Goold, K.; Putz, F.E.; Fredericksen, T.S.; Morales, F. 2002. Effect of disturbance intensity on regeneration mechanisms in a tropical dry forest. *Forest Ecology and Management*, 162: 197-208.

Koike, F.2006. Introduction. Assessment and control of biological invasion risk, Koike,F; Clout, M.N; Kawamichi,M; Poorter, M de; Iwatsuki,K. (eds), Published by Shoukadoh Book Sellers, Kyoto, Japan and World Conservation Union (IUCN), Gland Switzerland. 216pp.

Lal, R. 1976. *Soil erosion problems in an Alfisol in western Nigéria and their control*. Monography. International Institute of Tropical Agriculture, Lagos, Nigéria. 208pp.

Land, M; Öhlander, B. 2000. Chemical weathering rates, erosion rates and mobility of major and trace elements in a borealgranitic till. *Aquatic Geochemistry*, 6:435-460.

Langridge, D.W. 1977. *Classificação: Abordagem para estudantes de biblioteconomia*. Tradução de Roseli P. Fernandez, Interciência Rio de Janeiro. RJ, 126pp.

Laurance, W.F; Cochroane, M.A; Bergen, S, Fearnside, P.M; Delamônica, P; Barber, C; D'Angelo, S; Fernandes, T. 2001. The future of the Brazilian Amazon. *Science*, 291:438-439.

Laurence, W. F; Albernaz, A. K. M; Da Costa, C. 2002. O desmatamento está se acelerando na Amazônia brasileira? *Biotaneotropica*, 2(1). <http://www.biotaneotropica.org.br/v2n1>. Acesso em 15/09/2008.

Laurence, W.F; Nascimento, H. E.M.; Laurence, S.G.; Andrade, A.; Ewers, R.M.; Harms, K.E.; Luizão, R.C.C.; Ribeiro, J.E. 2007. Habitat fragmentation, variable edge effects, and the landscape-divergence hypothesis. *Plos One*, <http://www.plosone.org/article/info:doi%2F10.1371%2Fjournal.pone.0001017>, acesso em 05/10/2008.

Leal Filho, N. 2000. Dinâmica inicial da regeneração de florestas exploradas na Amazônia brasileira. Tese de doutorado. Curso de Pós Graduação em Ecologia, IB/USP. São Paulo. SP.

Leal Filho, N.; Alencar, R.M. de; Leme, R.; Gribel, R.; Melo Neto, A.G. 2006. *Efeito da cobertura com resíduos vegetais sobre o desenvolvimento de plantas em áreas degradadas na região de Urucu, AM*. Anais do II Workshop de Avaliação Técnica e Científica- CT Petro Amazônia, CD-ROM.

LelMGruber, P; Kelly, D.S; Steininger, M.K; Brunner, J; Muller, T; Songer, M. 2005. Forest cover change patterns in Myanmar (Burma) 1990 – 2000. *Environmental Conservation* 32: 356 – 364.

Leprun , J.Cl. 1994. Effets de La mise en valeur sur La dégradation physique des sols: bilan du ruissellement et de l'érosion de quelques grands écosystèmes brésiliens. *Étude at Gestion des Sols* 1:45-65

Lima Filho, D. de A; Revilla, J; Coêlho, L de S; Ramos, J. F; Santos, J.L dos; Oliveira, J.G. 2002. Regeneração natural de três hectares de floresta ombrófila densa de terra firme na região do rio Urucu – AM, Brasil. *Acta Amazônica*, 32(4) 555-569.

Lindig-Cisneros, R; Zedler, J.B. 2002. Relationships between canopy complexity and germination microsites for *Phalaris arundinacea* L. *Oecologia*, 133:159-167.

Lundquist, J.E. e Beatty, J.S. 2002. A method for characterizing and mimicking forest canopy gaps caused by different disturbances. *Forest Science*, 48:582-594.

Macedo, R.S; Teixeira W.G; Martins, G.C; Rodrigues, M.R.L. 2007. *Índice de erosividade das chuvas em Coari – AM*. Anais do XXXI Congresso Brasileiro de Ciência do Solo. Gramado RS.

Mantovani, W. 1988. Recuperação e monitoramento de ecossistemas: escalas de abordagem. In *Anais Simpósio de Ecossistemas Brasileiros* 5:228:294.

Margalef, R. 1963. On certain unifying principles in ecology. *The American Naturalist* 97:357 – 374

Margalef, R. 1997. *Our biosphere excellence in ecology series*: Kinne, O (ed). Ecology Institute, Luhe, Germany. 176pp.

Martinez, M. O; Napolitano, D.A; MacLennan,G.J; O'Callaghan, C; Ciborowisk, S; Fabregas, X. 2007. Impacts of petroleum activities for the Achuar people of the Peruvian Amazon: summary of existing evidence and research gaps. *Environmental Research Letters* 2:1-10.

Martinez-Ramos, M.; Soto-Castro, A. 1993. A seed rain and advanced regeneration in a tropical rain forest. *Vegetation* 107/108: 299 – 318.

Martínez-Ramos, M; Alvarez-Buylla, E; Sarukhán, J. 1989. Tree demography and gap dynamics in a tropical rain forest. *Ecology*, 70:555-558.

Martini, L.C.P; Oberti, A.A.A; Scheibe, L.F; Comin, J.J; Oliveira, M.A.T. 2006. Avaliação da susceptibilidade a processos erosivos e movimentos de massa: decisão multicriterial suportada em sistema de informações geográficas. *Geologia USP, Série Científica* 6:41 – 52.

Mayaux, P; Holmgren, P; Achard, F; Eva, H; Stibig, H; Branthomme, A; 2005. Tropical forest cover change in the 1990s and options for future monitoring. *Philosophical Transactions of The Royal Society* 360: 373 – 384.

Melo, A.C.G de; Miranda, D.L.C de; Durigan, G. 2007. Cobertura de copas como indicador de desenvolvimento estrutural de reflorestamentos de restauração de matas ciliares no médio vale do Paranapanema, SP, Brasil. *Revista Árvore* 31(2):321 – 328.

Milani, E.J.; Araújo, L.M. 2003. Recursos minerais energéticos: petróleo. *Geologia, Tectônica e Recursos Minerais do Brasil*. Bizzi, L.A.; Schobbenhaus, C.; Vidotti, R.M.; Gonçalves, J.H. (eds). CPRM. Parte IV, Capítulo X. Brasília p. 541 – 552.

Molinaro, L. da C. 2005. *Função ecológica de espécies arbóreas (Vismia guianensis, Inga edulis e Inga sp.) na sucessão vegetal em áreas degradadas pela exploração petrolífera, na região de Urucu (AM)*. Dissertação de Mestrado. Instituto Nacional de Pesquisa da Amazônia/Fundação Universidade do Estado do Amazonas. Manaus, Amazonas 80pp.

Molinaro, L. da C.; Vieira, G. 2007. Aspectos ecológicos de plantaciones para restauración de áreas degradadas. *II Simposio internacional sobre restauración ecológica*. Libro Resumen, Santa Clara – Cu. p 111.

Montgomery, R.A; Chazdon, R.L. 2002. Light gradient partitioning by tropical tree seedlings in the absence of canopy gaps. *Oecologia* 131:165-174.

Moreira, A; Costa, D.G. 2004. Dinâmica da matéria orgânica na recuperação de clareiras da floresta amazônica. *Pesquisa Agropecuária Brasileira*, 39(10):1013-1019.

Moreira, F.W; Willerding, A.L; Oliveira, L.A de. 2006. Colonização radicular por fungos micorrízicos arbusculares em plantas de clareiras da província petrolífera de Urucu, Amazonas. *Anais 1º Congresso Internacional Piatã*. Manaus, Am, BR. Disponível em CD.

Mueller-Dombois, D; Ellenberg, H. 1974. *Aims and methods of vegetation ecology*. New York, Wiley p. 336-341.

Morgan, R.P.C. 1997. *Erosión y conservación del suelo*. Mundi-Prensa, Madrid.

Morley, R.J. 2000. *Origin and evolution of tropical rain forests*. Wiley e Sons, New York, USA, 325 pp.

Nascimento, J.G.C.; Vieira, G.; Costa, S.C. 2009a. Classificação das áreas abertas pela pesquisa e exploração de hidrocarbonetos na Amazônia Ocidental. *Acta Amazônica*, no prelo

Nascimento, J.G.C.; Vieira, G.; Costa, S.C. 2009b. Ecologia e geomorfologia no estabelecimento de plantas cultivadas em clareiras abertas pela indústria petrolífera na amazônia. *Acta Amazônica*, no prelo.

Nascimento, N.A.; Carvalho, J.O.P de; Leão, N.V.M. 2002. Distribuição espacial de espécies arbóreas relacionados ao manejo de florestas naturais. *Revista de Ciências Agrárias*, Universidade Federal do Paraná, FCAP – Parana. 37:175-194.

Nelson, B.W; Kapos, V; Adams, J.B; Oliveira, W,J; Braun, P.G; Amaral, I.L. 1994. Forest disturbance by large blowdowns in the brasilian Amazon. *Ecology* 75(3):853:858.

Noss, R.F. Assessing and monitoring forest biodiversity: a suggested framework and indicators. *Forest Ecology and Management* 115:135:146.

O'Rourke, D; Connolly, S. 2003. Just oil? The distribution of environmental and social impacts of oil production and consumption. *Annual Review of Environment and Resource*, 28:587-617

Odum, E.P. 1969. The strategy of ecosystem development. *Science* 164:262 – 270.

Odum, E.P. 1992. Great ideas in ecology for the 1990's. *BioScience* 42:542 – 545.

Olander, L. P; Gibbs, H.K; Steininger, M; Swenson, J.J; Murray, B.C. 2008. Reference scenarios for deforestation and forest degradation in support of REDD: a review of data and methods. *Environmental Research Letters* 3. In http://www.iop.org/EJ/article/1748-9326/3/2/025011/erl8_2_025011.html

Oldeman, R.A.A. 1978. *Architecture and energy exchange of dicotyledonous trees in the forest*. In *Tropical trees as living systems* (P.B. Tomlinson e M.H. Zimmermann, eds.). Cambridge University Press, New York, p.535-560.

Oliveira, L.C de.; Couto, H.T.Z do.; Silva, J.N.M.; Carvalho, J.O.P de. 2006. *Efeitos da exploração de madeira e tratamentos silviculturais sobre a estrutura horizontal de uma área de 136 ha na Floresta Nacional do Tapajós, Belterra – Pará*. <http://bommanejo.cpatu.embrapa.br/arquivos/16-Cunhaetal2006.pdf> , consultado em 22/11/2008.

Opdcamp, L. 1998. Discussion thermodynamique des relations entre la pédogenèse acide, la biodiversité et les systèmes agraires das l'écosphere tropicale humide. Alterthèses. Disponível: <http://www.agrophil.org/pdf/ddpedo.pdf>, consultado em 27/04/2005. 30 pg.

Orians, G.H. 1982. The influence of tree-falls in tropical forest in tree species richness. *Tropical Ecology*, 23:255-279.

Orians, G.H. 1982. The influence of tree-falls in tropical forest in tree species richness. *Tropical Ecology* 23:255-279.

Orlóci, L. 1993. Conjectures and scenarios in recovery study. *Coenoses* 8:141 – 148.

Palace, M; Keller, M; Asner, G.P; Hagen, S; Braswell, B. 2008. Amazon forest structure from IKONOS satellite data and the automated characterization of forest canopy properties. *Biotropica* 40(2):141 – 150.

Parrotta, J.A; Turnbull,J.W; Jones,N. 1977. Catalysing natural forest restoration on degraded tropical landscapes. *Forest Ecology and Management*, 99:1-7.

Patton, J.L.; Silva, M.N.; Malcon, J.R. 2000. Mammals of the Rio Juruá and the evolutionary and ecological diversification of Amazonia. *Bulletin of the American Museum of Natural History*, 244:1 – 306.

Pavao-Zuckerman, M.A. 2008. The nature of urban soil and their role in ecological restoration in cities. *Restoration Ecology*, 16(4) 642 – 649.

Peres, C. A; Barlow, J; Laurance, W.F. 2006. Detecting anthropogenic disturbance in tropical forests. *Trends in Ecology and Evolution*, 21(5): 227 – 229.

Pickett, S.T.A.; Mc Donnell, M.J. 1989. Changing perspectives in community dynamics: a theory of successional forces. *Trends in Ecology and Evolution*, 4 (8): 241 – 245.

Pickett, S.T.A.; Parker, V.T. 1994. Avoiding old pitfalls: opportunities in a new discipline. *Restoration Ecology*, 2(2):75 – 79.

Poesen, J; Savat, J. 1980. Particle size separation during erosion by splash and runoff. In de Boodt, M; Gabriels, D. (eds), *Assessment of Erosion*. Wiley, Ghent, Belgium, 427-429 pp..

Poesen, J; Savat, J. 1981. Detachment and transportation of loose sediments by raindrop splash: Part II Detachability and transportability measurement. *Catena* 8:19-41.

Ponçano, W.L; Chirstofoletti, A; 1987. Procedimentos estimativos para taxas de erosão pluvial em regiões tropicais. In Anais do IV Simpósio Nacional de Erosão. ABGE. Marília, SP. 149 – 178.

Popkov, S.; Dement'eva, E. 2002. Soil properties effect on the development and distribution of urban vegetative cover of the forest zone. In: Anais World Congress of Soil Science. Bangkok 5:1672.

Popma, J. Bongers, F. Martínez-Ramos, M. Veneklaas, E. 1988. Pioneer species distribution in treefall gaps in neotropical rain forest, a gap definition and its consequences. *Journal of Tropical Ecology*, 4:77- 88.

Pradini, F.L.; Guidicini, G.; Bottura, J.A.; Ponçano, W.L.; Santos, A. dos. 1976. *Atuação da cobertura vegetal na estabilidade das encostas: uma resenha crítica*. Instituto de Pesquisas Tecnológicas de São Paulo – IPT. Publicação 1074, 22pp.

Puerto, A.; Rico, M.; Matias, M.D.; Garcia, J.A. 1990. Variation in structure and diversity in Mediterranean grass-lands related to trophic status and grazing. *Journal of Vegetation Science*, 1: 445–452.

RADAMBRASIL 1978. Folha SA.20 Manaus: geologia, geomorfologia, pedologia, vegetação e uso potencial da terra. Rio de Janeiro. *Levantamento dos Recursos Naturais*, 18. 456 pp.

Rees, M. 1996. Evolutionary ecology of seed dormancy and seed size. *Philosophical Transactions: Biological Sciences*, 351:1299 – 1308.

Reis, A; Bechara, F. C; Espindola, M. B; Vieira, N. K; Lopes, L. 2003. Restauração de áreas degradadas: a nucleação como base para os processos sucessionais. *Natureza e Conservação*, 1(1): 28-36 e 85-92.

Renard, K.G., Foster, G.R.; Weesies, G.A.; McCool, D.K.; Yoder, D.C. 1998. *Predicting soil erosion by water: a guide to conservation planning with Revised Universal Soil Loss Equation (RUSLE)*. Agriculture Handbook, nº.703, USDA-ARS, Washington, DC, 384pp.

Renard, K.G.; Foster, G.R.; Weesies, G.A.; Porter, J.P. 1991. RUSLE, Revised universal soil loss equation. *Journal of Soil and Water Conservation* 46: 30-33.

Renschler, C.S.; Doyle, M.W; Thoms, M. 2007. Geomorphology and ecosystems: challenges and keys for success in bridging disciplines. *Geomorphology*, 89:1-8.

Ribeiro, J.B.M.; Rocha, E.J.P. da; Ataíde, K.R da. P. 2004. Impacto de Abertura de Clareira no Microclima da Bacia do rio Urucu. 1º Workshop Técnico – Científico Rede-CTPetro-Amazônia. Manaus, Amazonas. CD ROOM

Richards, K. Brasington, J. Hughes, F. 2002. Geomorphic dynamics of floodplains: ecological implications and potential modeling strategy. *Freshwater Biology* 47:559-579.

Richards, P.W.; 1998. *The tropical rain forest: an ecological study*. Cambridge University Press. Cambridge, 115-116pp.

Roberts, H.A. 1981. Seed banks in the soil. *Advances in applied biology*. Cambridge, Academic Press, (6): 55pp.

Rodrigues, R.R; Gandolfi, S. 2001. Conceitos, tendências e ações para recuperação de formações ciliares. In: Rodrigues, R.R e Leitão Filho, H.F. (Eds) *Matas Ciliares: Conservação e Recuperação*. 2ªed. EDUSP, FAPESP. São Paulo. p 235:248.

Rodrigues, R.R.; Nave, A.G.; 2004. Heterogeneidade florística das matas ciliares. In: Rodrigues, R.R e Leitão Filho, H.F. (Eds) *Matas Ciliares: Conservação e Recuperação*. 3ªed. EDUSP, FAPESP. São Paulo. p 91 – 100.

Rossetti, D. de F.; Toledo, P.M de; Góes, A.M. 2005. New geological framework for western Amazonia (Brasil) and implications for biogeography and evolution. *Quaternary Research*. 63: 78 – 89.

Roy, P.S; Ranganath, B.K; Diwakar, P.G; Vohra, T.P.S; Bhan, S.K; Singh, I.J; Pandian, V.C. 1991. Tropical forest type mapping and monitoring using remote sensing. *International Journal Remote Sensing* 12: 2205 – 2225.

Runkle, J.R. 1981. Gap regeneration in some old-growth forests of the eastern United States. *Ecology*, 62(4):1041 – 1051.

Runkle, J.R. 1982. Patterns of disturbance in some old-growth mesic forests of eastern North America. *Ecology*, 63:1533-1546.

Salati, E.; Vose, P.B.; 1984. Amazon Basin: a system in equilibrium. *Science*, 225(4658):129 – 138.

Sanroque, P; Rubio, J.L; Sánchez, J. 1983. Evaluación de la erosión hídrica de los suelos. *Anales de Edafología y Agrobiología* 42: 855-875.

Santos, A. C., et al. 2002. Relação entre o relevo e as classes texturais do solo na microbacia hidrográfica de Vaca Brava, PB. *Revista Brasileira de Cartografia*, (54).

- Sawyer, S. 2004. *Crude chronicles: indigenous politics, multinational oil, and neoliberalism in Ecuador*. Durham: Duke University Press. 294p.
- Schueler, T. 2000. The compaction of urban soil. Technical Notes n^o 107. *Watershed Protection Techniques*, 3(2):661-665.
- Schupp, E.W.; Howe, H.F.; Augspurger, C.K; Levey, D.J. 1989. Arrival and Survival in Tropical Treefall Gaps. *Ecology*,. 70:562 – 564.
- Sebastian, F. A.C. 2007. Restauración Ecológica: Integración de aspectos científicos-técnicos, económicos y sociales para recorrer el camino de la práctica a la teoría e viceversa. Conferencia Magistral. *II Simpósio Internacional sobre Restauración Ecológica*. Libro Resumen 13-14.
- Segundo, E.I da C; Rocha, E.J.P da; Ribeiro, J.B.M; Forsberg, B. 2005. Avaliação da taxa de infiltração superficial em clareiras na Amazônia. Disponível em <http://mtc-m17.sid.inpe.br/col/sid.inpe.br/mtc-m17%4080/2006/12.19.15.53/doc/Segundo.Avalia%e7%e3o.pdf> , consultado em 11/11/2008.
- Selby, M.J. 1994. Hillslope sediment transport and deposition. In *Sediment transport depositional processes*. Blackwell Scientific Publications. p. 61-87.
- Shannon, C.E. 1948. A mathematical theory communication. *Bell System Technical Journal* 27:379-423, 623-656.
- Shono, K; Cadaweng, E.A; Durst, P.B. 2007. Application of assisted natural regeneration to restore degraded tropical forestlands. 2007. *Restoration Ecology* 15(4):620-626.
- Silva, M.N.F da; Patton, J.L. 1998. Molecular phylogeography and the evolution and conservation of Amazonian mammals. *Molecular Ecology*, 7(4): 475 – 486.
- Silvertown, J. 2004. Plant coexistence and the niche. *Trends in Ecology and Evolution*, 19(11): 605-611.
- Sim, L.K. 1972. Interception loss in the humid forested areas. *Malayan Nature Journal* 25(2):104 – 111.

Siqueira DE, L. P. 2002. Monitoramento de áreas restauradas no interior do Estado de São Paulo, Brasil. Dissertação de Mestrado Escola Superior de Agricultura Luiz de Queiroz. 128pp.

Solè, R.V. e Manrubia, S.C. 1995. Are rainforests self-organized in a critical state? *Journal of Theoretical Biology* 173:31- 40.

Solè, R.V.; Manrubia, S.C.; Benton, M.; Kauffman, S.A.; Bak, P. 1999. Criticality and scaling in evolutionary ecology. *Trends in Ecology and Evolution*, 14:156 -160.

Solè, R.V; Bascompt, J. 2006. Self organization in complex ecosystems. *Monographs in Population Biology*, nº 42, 373 pp.

Sonneveld, B.G.J.S; Nearing, M.A. 2003. A nonparametric parametric analysis of the Universal Soil Loss Equation. *Catena*, 52: 9-21.

Spaargaren, O.C. 2000. *Other Systems of Soil Classification*. In: SUMMER, M.E. Handbook of Soil Science. Boca Raton, CRC. Section E, p. 137–174.

Stallins, J. A. 2006. Geomorphology and ecology: unifying themes for complex systems in biogeomorphology. *Geomorphology*, 77: 206-216.

Steininger, M.K. 1996. Tropical secondary forest regrowth in the Amazon: age, area and change estimation with thematic mapper data. *International Journal of Remote Sensing* 17 (1): 9 – 27.

Sunding, K.N; Gross, K.L; Houseman, G.R. 2004. Alternative states and positive feedbacks in restoration ecology. *Trends in Ecology and Evolution*, 19(1) 46-53.

Tabarelli, M. e Mantovani, W. 1999. Clareiras naturais e a riqueza de espécies pioneiras em uma floresta atlântica montana. *Revista Brasileira de Botânica* 59:251-261.

Tavares, A.C; Vitte, A.C. 1989. Avaliação da perda de solos em bacias hidrográficas. In Anais II Encuentro de Geografos de America Latina. V 4 – Impactos Geográficos. Montevideo, Uruguai. 27 – 31.

Teixeira, W. G. ; Martins, G. C. ; Iwata, S. A. ; Souza, G. K. A.de ; Reis, A. R. ; Marques, J. J.G. de S. e M.; Falcão, N. 2004. Indicadores físicos da qualidade do solo no monitoramento da recuperação de clareiras da província petrolífera de Urucu, Amazonas. In: *Anais I Workshop Técnico Científico da Rede CT-Petro Amazônia*, 2004, Manaus. Rede CT-Petro Amazônia. Manaus : Fundação Djalma Batista CD ROM

Teixeira, W. G.; Cruz, M. E. G.; Martins, G. C.; Macedo, R. S.; Correira, M. R.; Lima, H. N.; Rodrigues, M. do R. L. 2006. Levantamento das bases pedológicas disponíveis para o município de Coari - AM. *II Workshop de avaliação técnica e científica - Rede CT-PETRO Amazônia*. - CD - ROM.

Teixeira, W. G.; Macedo, R. S.; Martins, G. C.; Arruda, W. da C. 2006. Processos erosivos na Base Geólogo Pedro de Moura – Coari – AM: a presença de “demoisseles” e a relação com a intensidade e erosividade das chuvas e erodibilidade do solo. *II Workshop de avaliação técnica e científica - Rede CT-PETRO Amazônia*. - CD – ROM.

Teixeira, W.G; Macedo, R.S.; Martins, G.C.; Rodrigues, M. do R. L. 2006. Dinâmica da água no solo numa área de revegetação da Base de Operações Geólogo Pedro de Moura – Coari – AM. In *Anais do II Workshop de Avaliação Técnica e Científica. Rede CT-Petro Amazônia*. Manaus. Fundação Djalma Batista CD ROM

Teixeira, W.G; Martins, G.C; Macedo, R.S. 2006. A qualidade física do solo como Indicador da recuperação de áreas alteradas na base geólogo Pedro de Moura, Coari, AM. Disponível em http://projetos.inpa.gov.br/ctpetro/workshop_site/Resumos_PT2/pdf/QUALIDADE_FISICA_TEIXEIRA_REV.pdf , consultado em 05/03/2008.

Thopson, K. 1987. Seed and seed bank. *New Phytologist*, 106:23-24

Thompson, K. 1979. Occurrence of viable seeds in relation to environmental gradients. *Journal of Biogeography*, 5:425-430.

Thompson, K; Grime,J.P. 1979. Seasonal variation in the seed banks of herbaceous species in ten contrasting habitats. *Journal of Ecology* 67:893 – 921.

Thompson, K. Band, S.R; Hodgson, J.G. 1993. Seed size and shape predict persistence in soil. *Functional Ecology*, 7:236-241.

Thoms, M.C.; Parsons, M.E. 2002. Ecogeomorphology an interdisciplinary approach to river science. *International Association of Hidrological Science*, 227:113–119.

Thomsen , J.B; Mitchell, C; Piland, R; Donnaway,J. R. 2001. Monitoring impact of hydrocarbon exploration in sensitive terrestrial ecosystems: perspectives from block 78 in Peru. In BowesJ.A; Prickett, G.T. (eds). *Footprints in the Jungle*. New York: Oxford University Press. 332p.

Thornes, J.B. 1985. The Ecology of erosion. *Geograph* 70:222-235.

Thornes, J.B. 1988. Competitive vegetation-erosion model for Mediterranean conditions. In: Morgan, R.P.C; Rickson, R.J (eds) *Agriculture Erosion assessment and modelling*. Commission of the European Communities, Luxemburgo. 255-281.

Thornes, J.B. 1990. The interaction of erosional and vegetational dynamics in land degradation: spatial outcomes. In: Thornes J. (ed.) *Vegetation and erosion: processes and environments*. John Wiley & Sons, Chichester, UK. 41-53.

Thornes, J.B.y J. Brandt. 1994. Erosion-vegetation competition in a stochastic environment undergoing climatic change and stochastic rainfall variations. In: Millington, A.C; Pye, K.J. (eds) *Environmental change in the drylands: biogeographical and geomorphological perspectives*. John Wiley & Sons, Chichester, UK. 306-320.

Tilman, D. 1982. *Resource competition and community structure*. *Monographs in Population Biology* n° 17. Princenton University Press, Princeton, USA. 296pp.

Tilman, D. 1988. *Plant strategies and the dynamics and structure of plant communities*. Princeton New Jersey, Princeton University. *Monographs in populations, Biology* 26.

Tilman, D; Wedin, D. 1991. Dynamics of nitrogen competition between successional grasses. *Ecology*, 72:1038–1049.

- Tricart, J. 1965. Le modelè dès régions chaudes, forests et savanès. Paris, Sedes 345pp.
- Tricart, J. 1966. *Paléoclimats et terrasses quaternaires*. C.R. Societé Géolo France. Paris, 202pp.
- Tricart, J. 1975. Influence des oscillations climatiques recentes sur le modele em Amazonie orientale (région de Santarem) d'après les images radar lateral. *Z fur Geomorphology*, 19: 140 – 163.
- Tricart, J. 1977. *Ecodinâmica*. IBGE, SUPREN. Rio de Janeiro, RJ. 91 pp.
- Tricart, J. 1977. Types de lits fluviaux en Amazonie brésillienne. *Annales de Géographie*, Paris, 86(473):1 – 54.
- Ulh, C; Clark,K; Dezzeo, N; Marquino,P. 1988. Vegetation dynamics in Amazonian treefall gaps. *Ecology*, 69(3):751-763.
- USDA/NRCS – United States Department of Agriculture / Natural ResourcesConservation Service. 2002. Disponível em <http://dhn.ihr.uiowa.edu/runoff/erosion.htm> consulta em 25/11/2008 .
- Vallauri, D. 1997. Dynamique de la restauration forestiere des substrats marneux avec *Pinus nigra* J.F.Arnold ssp. *nigra* dans lê secteur Haut-Provençal. These Docteur Université Marseille III, Saint Jérôme. France 292 pp.
- Van Der Meer, P. J.; Bongers, F.; Chatrou, L. e Riéra, B. 1994. Defining canopy gaps in a tropical rain forest: effects on gap size and turnover time. *Acta Oecologica*, 15 (6): 701-714.
- Van der Pilj, L. 1982. *Principles of dispersal in higher plants*. 3 ed. Springer Verlog New York. 153 pp.
- Van Schaik, C.P; Terborgh, J.W; Wright, S.J. 1993. The phenology of tropical forests: adaptive significance and consequences for primary consumers. *Annual Review of Ecology and Systematics*. 24:353-377.

Vander Wall, S.B; Kuhn, K.M; Beck, M.J. 2005. Seed removal, seed predation, and secondary dispersal. *Ecology*, 86(3): 801-806.

Vázquez-Yanez,C; Orozco-Segovia,A. 1984. Ecophysiology of seed germination in the tropical humid Forest of the world: a review. Medina E; Mooney, H.A; Vásques-Yanes (Eds). *Physiological ecology of plants of the wet tropics*. Junk, The Hague, The Netherlands. 37-50pp

Vázquez-Yanez,C; Orozco-Segovia,A; Rincón,E; Sánchez-Coronado,M.E; Huante,P; Toledo,J.R; BarradasV.L. 1990. Light beneath the litter in a tropical Forest:effect on seed germination. *Ecology*, 71(5):1952-1958.

Vernable, D.L.Y; Brown, J.S. 1988. The selective interactions of dispersal, dormancy and seed size as adaptations for reducing risk in variable environments. *The American Naturalist*, 131:360-384.

Vieira, A.F.G; Molinari, D.G; Albuquerque, A.R da C. 2005. Dinâmica erosiva em estradas: BR – 174 e Urucu (Amazonas). *Anais II Simpósio sobre Solos Tropicais e Processos Erosivos no Centro Oeste*. UFG, Goiânia. 49 – 57pp.

Vieira, G. 1996. Gap dynamics in managed Amazon forest: structural and ecophysiological aspects. Tese de doutorado. University of Oxford, Oxford GB. 162pp.

Vieira, G; Higuchi, N. Efeito do tamanho de clareiras na regeneração natural em uma floresta mecanicamente explorada na Amazonia brasileira. In: *Anais VI Congresso Florestal Brasileiro*: 182-195.

Vinã, A; Echavarría, R; Rundquist, D.C. 2004. Satellite change detection analysis of deforestation rates and patterns along the Colombia-Ecuador Border. *Ambio*, 33(3):118 – 125.

Vitte, A.C. 2005. Etchplanação dinâmica e episódica nos trópicos quentes e úmidos. *Revista do Departamento de Geografia, UNICAMP, Campinas, SP*. 16:105 – 118.

- Vos, W.; Klijn, J. 2000. Trends in European landscape development: prospects for a sustainable future. In: Klijn, J. and Vos, W. (Eds). *Landscape ecology to landscape science*. Kluwer, Dordrecht, 13-30pp.
- Walker, L.R. 2005. Margalef y la sucesión ecológica. *Ecosistemas – Revista Científica e Técnica de Ecología e Meio Ambiente*: 2005(1).
- Walker, L.R.; Del Moral, R. 2003. *Primary succession and ecosystem rehabilitation*. Cambridge University Press. Cambridge U.K. 442 pp.
- Watt, A.S. 1947. Pattern and process in the plant community. *Journal of Ecology* 35:1-22.
- Whitmore, T.C. 1983. Secondary succession from seed in tropical rain forest. *Forestry Abstracts*, 44:767-779.
- Whitmore, T.C. 1989. Canopy gaps and the two major groups of forest trees. *Ecology* 70:536-538.
- Whitmore, T.C. 1990. *An introduction to tropical rain forests*. Oxford University Press, New York. 226 pp.
- Whittaker, R.H. 1953. A consideration of climax theory: the climax as a population and pattern. *Ecological Monographs*, 23 (1):41 – 78.
- Willson, F.M.; Traveset, A. 2000. The ecology of seed dispersal. Fenner, M. *Seeds: The ecology of regeneration in plant communities*,. U.K CABI publishing, 4(2):410.
- Wischmeier, W. H.; Johnson, C. B.; Cross, B. V. 1971. A soil erodibility nomograph for farmland and construction sites. *Journal of Soil and Water Conservation*. Ankeny, 26(5): 189-193.
- Wischmeier, W.H.; Smith, D.D. 1965. *Predicting rainfall-erosion losses from cropland east of the Rocky mountains*. Agriculture Handbook nº 282.
- Wischmeier, W.H.; Smith, D.D. 1978. *Predicting rainfall-erosion losses. A guide to conservation planning*. USDA Agriculture Handbook nº 537.

Wu, J.; Hobbs, R.; 2002. Key issues and research priorities in landscape ecology: Na idiosyncratic synthesis. *Landscape Ecology*, 17:355-365.

Yarranton, G.A. e R.G. Morrison. 1974. Spatial dynamics of a primary succession: nucleation. *Journal of Ecology* 62(2): 417-428.

Zhou, P.; Luukkanen, O.; Tokola, T.; Nieminen, J. 2008. Vegetation dynamics and forest landscape restoration in the upper min river watershed, Sichuan, China. *Restoration Ecology*, 16(2):348 – 358.

Zimmerman, J.K.; Pascarella; J.B.; Aide, T.M. 2000. Barriers to Forest regeneration in abandoned pasture in Puerto Rico. *Restoration Ecology*, 8(4):350-360.