

TRADUÇÃO: O PROGRAMA DE PESQUISA DA ECOLOGIA HISTÓRICA
THE RESEARCH PROGRAM OF HISTORICAL ECOLOGY

William Balée

Vol. XIV | n°28 | 2017 | ISSN 2316 8412



e paisagens contemporâneas e pretéritas (BALEÉ, 1998B, BALEÉ & ERICKSON, 2006a2006b; CRUMLEY, 1994, 1998, 2003; REDMAN, 1999; SUTTON & ANDERSON, 2004). Um programa de pesquisa é um conjunto de postulados interdependentes, os quais apenas uma porção da comunidade científica concorda (LAKATOS, 1980; STENGERS, 2000 [1993]). É, portanto, diferente de um paradigma, que no senso Kuhniano de ciência normal, assume modelos conflitantes pretendendo explicar que o mesmo fenômeno não pode coexistir (KUHN, 1970; STENGERS, 2000 [1993]). Em antropologia, programas de pesquisa incluem ecologia cultural e sociobiologia. Há uma geração, programas de pesquisa nas ciências sociais teriam incluído psicanálise e Marxismo (LAKATOS, 1999 [1973]). Em ecologia, teoria dos sistemas e dinâmica de não-equilíbrio constituem programas de pesquisa separados (ZIMMERER, 2000).

Programas de pesquisa compõe-se de três a cinco postulados centrais (LAKATOS, 1999 [1973]). Em ecologia histórica os postulados são os seguintes: (a) praticamente todos os ambientes na Terra têm sido afetados pelos humanos, incluindo atividades comportamentais do Gênero *Homo* em um amplo sentido (KIDDER & BALÉE, 1998; REDMAN, 1999; SAUER, 1956), embora outros pesquisadores limitariam o amplo alcance do efeito humano sobre o ambiente somente ao tempo que data do início do Holoceno, ou seja, o tempo que coincide com as origens da agricultura (DICKINSON, 2000); (b) a natureza humana não é programada geneticamente, ou de qualquer outra forma, a diminuir ou aumentar a diversidade de espécies e outros parâmetros ambientais (CRUMLEY, 2001; HAYASHIDA, 2005); (c) disso segue que, tipos de sociedades definidas por vários critérios socioculturais, políticos e culturais impactam as paisagens de formas desiguais, assim como as paisagens são menos alteradas (e ricas em espécies) que outras; e (d) interações humanas com a paisagem em uma ampla variedade de contextos históricos e ecológicos podem ser estudados como fenômenos totais (integrativos) (BALÉE, 1998B; EGAN & HOWELL, 2001B; RIVAL, 2006; SUTTON & ANDERSON, 2004).

Ecologistas históricos têm uma ampla visão da história e das paisagens e, por isso, tendem a ser discrepantes com antigos programas de pesquisa estabelecidos de antropologia ambiental (BALÉE & ERICKSON, 2006b; BRAUDEL, 1980; CRUMLEY, 1994; 1998; 2003; KIDDER & BALÉE, 1998; RUSSEL, 1997). Ecologia histórica exemplifica o revisionismo de antigos conceitos dominantes em ecologia cultural, evolucionismo cultural, materialismo cultural e teoria dos sistemas ecológicos (DOVE, 2001; cf. HEADLAND, 1997; RIVAL, 2006). É um modo interdisciplinar de lidar com as aplicações das ciências sociais e ciências da vida (BALÉE, 1998a e 1998b; CRUMLEY, 1994, 1998, 2003), para as quais as estratégias ambientais mais importantes referem-se à restauração ecológica, um sinônimo de ecologia histórica aplicada (ANDERSON, 2001; EGAN & HOWELL, 2001a e b, HIGGS, 2003).

Ecologia histórica emerge de estudos empíricos que demonstram problemas na aplicação da antropologia ecológica às sociedades complexas. Camponeses e outras sociedades complexas exibindo diferentes estratos socioeconômicos não poderiam ser analisados de acordo com as metodologias

desenvolvidas em ecologia cultural porque a ecologia cultural refere-se apenas a sociedades simples ou sem classe, sobre as quais foi pensada uma relação linear existente entre características chave de tecnologia indígena e o ambiente, por um lado, e baixa demografia populacional e simples organização política das sociedades, por outro lado (BOGLIOLI, 2000; COLE & WOLF, 1974). Tais sociedades não foram vistas como exercendo efeitos de longa duração nos ambientes locais até serem adaptadas as suas limitações atribuídas (ADAMS, 1998; BALÉE, 1989; BALÉE & ERICKSON, 2006b; COLE & WOLF, 1974; STAHL, 1996; WOLF, 1982, 1999). A teoria dos sistemas em antropologia ecológica foi uma tentativa de trazer mais rigor matemático ao tema, especialmente por compreender as sociedades humanas como populações em constantes trocas de energia com outras populações de animais e plantas no ecossistema (RAPPAPORT, 2000). A teoria dos sistemas em antropologia, assim como em ecologia, foi a-histórica e excluiu a agência humana e a intencionalidade na paisagem (DOVE, 2001; WOLF, 1999; cf. BIERSAACK, 1999).

UM SEGUNDO MUNDO

Em ecologia histórica a paisagem é um lugar de interação com uma dimensão temporal que é tanto histórica e cultural como evolutiva *per se*, sobre a qual eventos passados têm sido inscritos, por vezes sutilmente, na terra (CRUMLEY, 2003; INGOLD, 1993; MARQUARDT & CRUMLEY, 1987; NEVES & PETERSEN, 2006; RUSSELL, 1997). A ecologia histórica registra simples caçadores e horticultores de coivara como agentes da história, manifestando passados culturais que desafiam a classificação em um estágio de evolução política (CORMIER, 2003; CRUMLEY, 2003; POLITIS, 2001; RIVAL, 2002, 2006; ZENT & ZENT, 2004). Wolf (1982) demonstrou que a ecologia cultural carece de uma teoria unificada e que não ultrapassa explicações de casos singulares por conta de sua ênfase na adaptação humana ao ambiente, ao invés de imaginar sociedades engajadas com o ambiente e agindo, efetivamente, para muda-lo ao longo do tempo. Wolf (1999) argumenta que a antropologia ambiental necessita abandonar a teoria dos sistemas e tornar-se política e historicamente ecológica para acessar mudanças nas relações entre as sociedades humanas e suas paisagens.

A ecologia histórica tem contestado a noção de “primitivos puros” (WOLF, 1982) e florestas virgens (BALÉE, 1989; DENEVAN, 1992) através de diferentes, mas convergentes, vertentes do pensamento interdisciplinar em antropologia, geografia, história e ecologia (HAYASHIDA, 2005). A noção de que paisagens têm história e que coisas naturais em dados ambientes são índices historiográficos desses ambientes tem vários precursores em distintos campos, especialmente na história e geografia. O clássico estudo do historiador Cronon (1983) sobre a conformação da paisagem operada pelo impacto dos índios pré-coloniais, na Nova Inglaterra, entendido pelos Puritanos como primitivo, foi um desafio empírico cuidadoso ao conceito de primitivos puros atrelado às restrições de floresta virgem (TURNER, 2005). O principal mecanismo que

criou as paisagens de parques, observado pelos Puritanos, foi controlado (ou disseminado) pelo fogo (CRONON, 1983; PYNE, 1998).

Sociedades indígenas moldaram não apenas mosaicos de ambientes com ricas manchas de recursos naturais úteis, mas também, em alguns casos, aprimoraram a diversidade local (alfa) de espécies. Especificamente, queimadas controladas (disseminadas) são atualmente consideradas por terem aprimorado a heterogeneidade das paisagens locais, assim como a diversidade de espécies (especialmente de espécies raras), em parte por evitar acúmulos de combustível e a possibilidade subsequente de incêndios destrutivos em numerosas áreas indígenas da América do Norte, América do Sul e Austrália (ANDERSON, 1999; BIRD et al., 2005; BOYD, 1999a e b; LUNT & SPOONER, 2005; MISTRY et al., 2005; POSEY, 1985; PYNE, 1991, 1998; ROBBINS, 1999; STORM, 2002; WINTHROP, 2001; cf. FOSTER et al. 2004). As queimadas controladas geradas pelos agentes humanos amplificam a diversidade, enquanto que incêndios e combustão por combustíveis fósseis tendem a ter efeitos degradantes, o que nos leva de volta à noção de paisagem, onde humanos e o ambiente se encontram em um todo analítico com uma dimensão temporal que define a sua relação (BALÉE, 1998a; CRUMLEY, 1994, 2003; INGOLD, 1993; MARQUARDT & CRUMLEY, 1987; PYNE, 1998).

Esta noção de paisagem na sua versão mais recente tem origem na geografia cultural e histórica (DENEVAN, 2001; DOLITTLE, 2000; KATES et al., 1990; OLWIG, 2003; RIVAL, 2006; SUTTON & ANDERSON, 2004). Deriva dos geógrafos a ideia da indissociabilidade dos humanos e o ambiente em contextos de paisagem (*Landschaft*), parcialmente de paisagistas e arquitetos alemães do século dezenove (CRUMLEY, 1994; HALL, 2005; WOLSCHKE-BULMAHN, 2004) e de escolas novecentistas de pintores paisagistas na Europa, América do Norte e Austrália, os quais procuraram capturar as ideias de imensidão e sua humanidade incorporada, selvagem, no entanto, em telas, assim como na psique ocidental (HIRSCH & O'HAULON, 1995). A paisagem em ecologia histórica é também influenciada pela escola histórica francesa dos *Annales* que concebe a *paysage* como sujeita a diversas formas de mudança temporal, tanto em escala de curta como de longa duração, assim como cíclica (BRAUDEL, 1980; CRUMLEY, 1998).

O pensamento de que humanos são agentes históricos de mudança na paisagem em todos os lugares (para além de sua consciência de sê-lo), tornando-a histórica, quer pela agricultura ou outras interferências humanas reconhecíveis, data da antiguidade clássica (GLACKEN, 1967; HALL, 2005; HUGHES, 1975). Heródoto propôs que eventos históricos se desdobram em um lugar físico e que as características do lugar, em contrapartida, mudam ao longo do tempo, ou seja, cultura e ambiente estão ligados em um sentido e mudam conjuntamente através do tempo (PITZL, 2004). Cícero escreveu como, através da domesticação, fertilização e irrigação, os seres humanos influenciaram a criação de um segundo mundo à parte do chamado mundo natural (GLACKEN, 1967; HUGHES, 1975; WOLSCHKE-BULMAHN, 2004), um conceito que ecoou 1700 anos depois no Iluminismo (ROGER, 1997).

O segundo mundo de Cicero foi um ambiente construído. Ele poderia não ter reconhecido segundos mundos na África subsaariana, Austrália, terras baixas sul-americanas e grande parte da América do Norte, exatamente como o pensamento da renascença e do iluminismo também não o fizeram, considerando essas regiões como lugares selvagens (RAFFLES, 2002; ROGER, 1997). O segundo mundo, a partir de uma perspectiva europeia do século dezenove, incorporou coisas naturais e culturais conjuntamente, muitas vezes em ambientes como jardins, como visto especialmente na Itália e Alemanha (HALL, 2005; WOLSCHKE-BULMAHN, 2004). O jardim, como paisagem espacialmente definida envolvendo natureza e cultura, precede às civilizações europeias, tendo sido emprestado pela sociedade helenista do leste da Ásia (GLACKEN, 1967).

O jardim é a premissa básica da paisagem, na qual humanos habitualmente interagem com outras formas de vida, tanto de maneira cíclica como na longa duração (envolvendo, pelo menos, décadas) e longuíssima-duração (envolvendo séculos), um conceito conhecido como *longue durée* (BRAUDEL, 1980). Ecologistas históricos têm discernido jardins no meio do que parecem ser lugares selvagens, tanto no Neotrópico como no Paleotrópico, e têm se referido a esses lugares como jardins-floresta, campos-floresta, caminhos-floresta, jardins-de-guerra, florestas tropicais feitas-pelos-humanos⁴, florestas culturais ou florestas antropogênicas (BALÉE, 1989; CLEMENT, 1999a; DENEVAN, 1992, 2001, 2006; ERICKSON, 2006; GÓMEZ-POMPA et al., 1987, 1990; HECKENBERGER et al., 2003; JANZEN, 1998; POSEY, 1985; POSEY & BALÉE, 1989; RIVAL, 2006). São diferenciadas de paisagens culturais, as quais não são tão alteradas pelos humanos como *index* (pela sua biota icônica e lugares discerníveis a olho nu) de sociedades locais e suas histórias de longa duração *in situ* (STOFFLE ET AL., 2003). Os ecologistas históricos também examinam funções indicadoras da biota em paisagens específicas afetadas pelas atividades humanas ao longo do tempo (FEELY-HARNIK, 2001; VERHEYEN ET AL., 2004; WALKER, 2000).

Existe um duradouro divisor entre geógrafos europeus e silvicultores entre paisagens domesticadas (ou culturalizadas) e naturais (ALEXANDER & BUTLER, 2004). O conceito de floresta virgem tem sido gradualmente substituído por uma noção mais limitada de floresta antiga. A noção de floresta antiga na Europa, assim como América do Norte, inclui florestas que têm sido alteradas pelos humanos, embora não por longos períodos de tempo, chamadas de florestas de natureza primária (RUDEL, 2002). Evidências recentes, no entanto, sugerem que distúrbios intermediários tenham deixado legados, no que se refere à *longue durée*, em termos de redefinição dos padrões de vegetação (TURNER, 2005). Paisagens europeias culturalizadas vão de uma gama de zonas desmatadas a florestas maduras similares a antigos bosques, ainda que não primários, embora espécies raras, como líquens *briófitos* e *fungos micorriza*, assim como algumas antigas plantas, possam ser encontrados (MYERS & BAZELY, 2003). O geógrafo histórico Sauer propôs que, indiferente do lugar que humanos tenham vivido e impactado ambientes pela domesticação, o resultado foi

⁴ man-made tropical forests

paisagens com histórias determinadas (OLWIG, 2003; RIVAL, 2006; SAUER, 1956). Em tempos mais recentes, um grande número de estudiosos tem argumentado que os impactos da agricultura desde o holoceno têm, essencialmente, transformado o mundo de tal forma que dificilmente qualquer parte dele seja intocado e que, de fato, os humanos criaram as paisagens tipicamente referenciadas por exemplos de ambientes holocênicos (DENEVAN, 1992; DICKINSON, 2000). A noção de que certas paisagens de florestas ricas em espécies de grande parte da Amazônia, Meso-américa e oeste da África eram matas virgens foi contestada por novos dados e interpretações nas duas últimas décadas do século XX, por antropólogos, geógrafos e biólogos (BALÉE, 1989; BALÉE & CAMPBELL, 1990; DENEVAN, 1992, 2001; FAIRHEAD & LEACH, 1996; GÓMEZ-POMPA & KRAUS, 1992; GÓMEZ-POMPA et al., 1987; HAYASHIDA, 2005; LEACH & FAIRHEAD, 2000; POSEY, 1985; POSEY & BALÉE, 1989; RIVAL, 2006; STAHL, 1996; cf. PARKER, 1992), os quais fornecem evidências de atividades humanas sobre a origem dessas paisagens.

Em ecologia histórica, o conceito de paisagem transformada, que resultou na chamada floresta antropogênica (CAMPBELL et al., 2006; GÓMEZ-POMPA et al., 1987; WISEMAN, 1978), derivou inicialmente de evidências da agricultura e agroflorestamento; trabalhos mais recentes sugerem que sociedades caçadoras e nômades têm também influenciado a composição das florestas através de atividades como plantio de propágulos de árvores que atraem abelhas produtoras de mel sem uso de fogo para abertura de clareiras na floresta (ZENT & ZENT, 2004), abandonando os campos e deixando mudanças na composição das espécies, o que envolve a coexistência de cultivo e não cultivo (POLITIS, 2001; RIVAL, 2002; RIVAL, 2006). A evidência de sociedades sem classe como agentes perturbadores que modificaram e manejaram florestas anteriormente consideradas como encadeamentos sistêmicos da interação, biota primitiva e elementos físicos, representa, em ecologia histórica, uma divergência distante dos postulados centrais da ecologia cultural, assim como da teoria do equilíbrio.

OUTRAS ECOLOGIAS, OUTRAS HISTÓRIAS

A distinção entre ecologia histórica e outros pontos de vista e disciplinas ecológicas tem a ver com o antropocentrismo de uma forma ou outra (BALÉE & ERICKSON, 2006b). A ecologia histórica difere da ecologia cultural principalmente pelo critério de agência humana, assim como da adaptação ao ambiente. A ecologia cultural considera que o ambiente não é transformável. Ao contrário, os humanos é que devem adaptar suas culturas, tecnologias e populações ao mesmo. Tipicamente, a ecologia cultural não explica fenômenos de alta ordem social com cidades, estados e suas áreas adjacentes porque os postulados centrais são baseados no determinismo ambiental de sociedades com tecnologias simples (cf. COLE & WOLF, 1974). O materialismo histórico como um programa de pesquisa (LAKATOS, 1999 [1973]) compreende a agência humana em suas apropriações e transformações da natureza (WOLF, 1982), mas não concebe o ambiente,

uma vez mudado pelas mãos humanas, exercendo efeitos de longa duração nas subseqüentes culturas humanas na região das mudanças (BALÉE, 1998a, b). O materialismo histórico carece da noção de *longue durée* da escola dos *Annales*, a qual seria desenvolvida um século depois (CRUMLEY, 1998).

Ecologia histórica difere da ecologia dos sistemas antropológicos – ela mesma, uma crítica da ecologia cultural – por se distanciar da preocupação com as adaptações funcionalistas do comportamento humano, dadas as condições ambientais e o estado estacionário do ecossistema (WOLF, 1999; cf. BIERSAACK, 1999). Embora a ecologia histórica saliente a importância do tempo e do contexto na mudança ambiental (BOTKIN, 1990; SCOONES, 1999; ZIMMERER, 2000), assim como a nova ecologia, não é um registro formulado de mudanças geológicas que substituiu a ausência dos humanos, um estudo da resposta humana às catástrofes naturais (cf. BILSKY, 1980), ou meramente o registro histórico ou pré-histórico de qualquer ambiente. Difere da nova ecologia, além disso, a qual não é aceita como um termo para um modelo distinto em ecologia (ZIMMERER, 2000), pela ênfase na história antropocêntrica. Ecologia histórica envolve um eixo tripartite de concepções do tempo humano, emprestados da escola dos *Annales*, especialmente os que seguem: (a) *événement* (evento) como fenômeno episódico de curta duração; (b) *conjuncture* (ciclo), envolvendo padrões estatísticos repetitivos por uma década, um quarto de século, meio século ou mais e (c) *longue durée*, padrões empíricos de história e pré-história ocorrendo ao longo de séculos (BRAUDEL, 1980; CRUMLEY, 2003).

A ecologia histórica tem sido confundida com história ambiental. História ambiental é uma disciplina bastante estruturada (BEINART & MCGREGOR, 2003; CROSBY, 2004; HUGHES, 2001; WORSTER, 1993), mas esta não é uma perspectiva que articula os postulados centrais, como a ecologia histórica o faz. Nesse sentido, ecologia histórica não é uma disciplina à parte da história ambiental, nem um paralelo à mesma, como um modo de pensar em separado (CF. MORAN, 2000; MYLLNTAUS, 2001). História ambiental envolve o seguinte: a história comparativa da atividade humana em ambientes amplamente separados, mas similarmente estruturados, tendo condições político-econômicas e históricas vistas como resultados de comportamentos convergentes; a história de movimentos verdes e a relação desses com as políticas de governos; a história das ciências ambientais e florestais; e a historiografia da escrita em história ambiental (BEINART & COATES, 1995; CROSBY, 2004; HUGHES, 2001; WORSTER, 1994). A ecologia histórica da paisagem, como a de *Llanos de Mojos* da Bolívia ou o Alto Xingu do Brasil (ERICKSON & BALÉE, 2006; HECKENBERGER et al., 2003; MANN, 2002), não seria coincidente com história ambiental, no mesmo sentido, porque a ecologia histórica contribui para uma teoria única de história e oferece um modelo de como e por que a paisagem se transformou, apesar de uma única cronologia de eventos.

A ecologia histórica difere-se da ecologia da paisagem (cf. MORAN, 2000). Ecologia da paisagem foca na heterogeneidade espacial, refletida em conjuntos de ecossistemas e, com algumas exceções (HAYASHIDA, 2005; TURNER, 2005), tende a excluir, como um princípio, distúrbio humano-mediado de

ambientes e mudanças temporais, como fatores qualitativos na transformação da paisagem (e.g., FORMAN & GODRON, 1986; TURNER, 2005; veja críticas em CRUMLEY, 1998, 2003; DENEVAN, 2006). Os conceitos de *design*, ecologia e arquitetura das paisagens num sentido moderno, parecem prever a reeducação dos seres humanos e, então, os mesmos poderiam viver mais harmoniosamente com os sistemas e processos naturais autônomos. Basicamente, a ecologia da paisagem não envolve a retomada de conhecimentos humanos locais ou indígenas que poderiam ser úteis para restauração da ecologia (GUNN, 1994), a qual, em ao menos um de seus aspectos teóricos cruciais, autenticidade, é próximo ou é o mesmo que ecologia histórica (ANDERSON, 2001; EGAN & HOWELL, 2001a; 2001b; HIGGS, 2003, JONES, 2004).

Ecologia histórica é, eventualmente, comparada ou pensada do mesmo jeito que ecologia política (e. g., WOLF, 1999). Alguns tem considerado o termo ecologia política um termo impróprio pelo fato de concernir apenas política e não ecologia (VAYDA & WALTERS, 1999) e que não incorporaria conhecimento relevante à ecologia e às ciências da vida (SCOONES, 1999). De alguma forma, ecologia política é similar a história ambiental com sua ênfase na crítica dos movimentos conservacionistas (DOVE, 2001). Ecologia política, no entanto, compreende uma característica relevante para ecologia histórica, a saber: a possibilidade de entender e aplicar a crítica a modelos dominantes tradicionais da natureza e ambiente para construir uma abordagem mais esclarecida da reconstrução das paisagens pretéritas. Ecologia política poderia ser sinônimo de ecologia histórica aplicada, mas o termo em si é talvez muito utilizado em sentidos distintos para referir-se a um único campo ou teoria.

A ecologia antropológica da prática (influenciada pelo sociólogo Pierre Bourdieu) fundamenta o terceiro postulado central da ecologia histórica, enfatizando os resultados ambientais diferenciados obtidos por histórias econômicas e políticas distintas em dadas regiões (NYERGES, 1997; PORRO, 2005). A proposta de *eventual (sic)* ou evento ecológico (VAYDA & WALTERS, 1999) é compreendida pelas limitações particularistas de estudos de caso, similar à ecologia histórica (WOLF, 1982), e à omissão da agência humana na formação da paisagem; portanto, não representa um conceito novo. A noção de *événement* nos *Annales* é, no entanto, o episódio de curta duração característico que afeta a formação de novas paisagens – os demais são *conjunctures* e *longue durée* – (BRAUDEL, 1980; CRUMLEY, 1998), conceitos incorporados nos postulados centrais da ecologia histórica. Esses postulados são, ademais, discordantes da teoria do equilíbrio e da teoria dos sistemas - essencialmente sinônimos - em ecologia.

Ecologia histórica é contrária, e fundamentalmente oposta, à teoria dos sistemas ecológicos por uma lógica semelhante do comportamento sensível, de seres sapientes com capacidades culturais não apenas para transformar ambientes ricos em espécies em ambientes estéreis de baixa diversidades e paisagens homogêneas, o que claramente os humanos podem fazer e têm feito. Mas também, em certos casos, para aumentar a diversidade de espécies de ambientes locais através de práticas contínuas de manejo de recursos. A ecologia histórica responde ao chamado de uma ecologia antropocêntrica em oposição à

ecologia ecocêntrica ou geocêntrica (BALÉE & ERICKSON 2006a; 2006b, ERICKSON & BALÉE, 2006). Alguns pensamentos em ecologia interpretam estas práticas sempre como destrutivas, mas essa visão é derivada de um mal entendimento da agência humana como princípio de algum distúrbio do ambiente, o qual em algum nível de intensidade pode ser essencial para sustentar a diversidade em si; uma descoberta compreensível no ponto de vista histórico-ecológico, o qual tem afinidades com outros modelos em ecologia contemporânea, incluindo dinâmicas de não-equilíbrio (BOTKIN, 1990; HUSTON, 1994; TURNER, 2005; ZIMMERER, 2000).

CONTINGÊNCIA HISTÓRICA E SUCESSÃO ECOLÓGICA

Ambientes – ecossistemas em teoria dos sistemas – passam por histórias de mudanças em suas características fundamentais similares a suítes ou guildas de espécies de plantas e animais ao longo do tempo. Distúrbio é a origem nomotética de mudança (chamada sucessão) na composição de espécies em um dado local e sem o qual os ecossistemas não evoluem para compor comunidades clímax, definidas como ecossistemas em seu estado maduro, com a mais alta diversidade de espécies. A teoria do equilíbrio ou teoria dos sistemas em ecologia consideram que ambientes amplos, climaticamente estáveis (como os continentes), sustentam mais facilmente comunidades clímax que consistem na maior parte dos organismos que são K-selecionados, ou seja, organismos com vida de longo alcance, baixo número de descendência e baixa taxa de crescimento. No que diz respeito às comunidades de florestas, essas poderiam ser árvores e organismos estruturais (HUSTON, 1994). Em contrapartida, pequenos ecossistemas (como os insulares) consistem em grande parte por organismos r-selecionados, ou seja, plantas com vida de baixo alcance, alto número de descendência e alta taxa de crescimento. Esses ecossistemas são mais facilmente invadidos por espécies provenientes dos continentes. Por conta de as ilhas se desenvolverem através de um gradiente de deriva genética e endemismo (como os tentilhões de Darwin), elas são mais suscetíveis à extinção. A teoria, chamada teoria da biogeografia de ilhas (MACARTHUR & WILSON, 1967), propõe que quanto mais distante é uma ilha de um continente, maior também é o seu endemismo e a diversidade de espécies, assim como maior é o número de organismos K-selecionados. Por outro lado, quanto mais próxima é uma ilha de um continente, da mesma forma, mais baixa é a diversidade como resultado de sua suscetibilidade às invasões de organismos de terra firme, que substituem a biota local nos mesmos nichos semelhantes e, subsequentemente, podendo causar seu extermínio e possivelmente sua extinção (i. e., uma consequência da inexistência de competição). A teoria é elegante como um modelo qualitativo de crescimento e queda de diversidade de espécies em ilhas (i. e., ecossistemas), mas tem sido considerada problemática em uma predição quantitativa (PETERS, 1991; WALKER & DEL MORAL, 2003) porque não especifica o parâmetro humano ou outros parâmetros históricos no transporte de algumas espécies invasoras, tal como como a

árvore de cobra marrom, em Guam, que tem efeito cascata em novos ambientes (FRITTS & RODDER, 1998). A teoria exclui história e, em parte, é por essa razão que tem sido difícil de replicar no mundo real da diversidade e da invasão biológica das ilhas (HUSTON, 1994; LOMOLINO, 2000; SIMBERLOFF, 1997).

Invasão de espécies é um tipo de distúrbio. Distúrbio tradicionalmente, de fato, pode ser biótico ou abiótico. Também pode ser cultural e histórico. Quando eles são comprovadamente naturais e não relacionados ao aquecimento global - como as mal planejadas construções de barragens e diques, e outros tipos de erros humanos - furacões e alagamentos são agentes perturbadores abióticos que podem contribuir para a redução de florestas com muitas espécies K-selecionadas e de ambientes próximos de pastagens e savanas repletos de espécies r-selecionadas (HUSTON, 1994). Furacões e alagamentos podem também fazer com que ambientes terrestres se tornem marinhos, por exemplo, dividindo ilhas em duas (WALKER & DEL MORAL, 2003). Fatores bióticos incluem não apenas espécies invasoras e seus efeitos na biodiversidade local (mesmo que para diminuí-lo ou substituí-lo com novas espécies), mas também são organismos que comprovadamente alteram a paisagem por outras formas de vida (SCHMITZ et al. 1997; SIMBERLOFF, 1997).

Os seres humanos afetam e são influenciados pelas mudanças na paisagem. A antiga dicotomia grega entre *physis* (natureza) e *nomos* (cultura) (GLACKEN, 1967; HUGHES, 2001) que embasa o dualismo cartesiano de corpo (mundo material) versus a mente (pensamento) é inaplicável no entendimento da sucessão ecológica como uma interface modificada ou interferida pelos humanos como um agente perturbador. Ecologia histórica trata não da síntese dos humanos com o ambiente, mas foca no resultado das suas interações cíclicas (*conjoncture*).

Historicamente, quanto mais centralizado é o regime político (i. e. similar a um estado), maior é o potencial para a redução da diversidade de espécies. As tecnologias industriais avançadas com combustíveis fósseis são conhecidas por reduzirem a diversidade genética de plantas cultivadas (KATES et al., 1990). Antigas civilizações utilizando agricultura intensiva (com terraceamento, irrigação e fertilizantes) reduziram a diversidade de cultivares tradicionais nos campos agrícolas como um resultado de exigências tributárias de uma gama limitada de produtos alimentares (ZIMMERER, 1993). Curiosamente, a depopulação humana, como ocorrida na Amazônia (e geralmente nas Américas e na Austrália) após o contato, como o resultado da introdução de novos patógenos, diminuiu a diversidade de populações tradicionais em áreas onde o conhecimento local e o comportamento são chaves para manutenção de cultivares tradicionais, incluindo plantas cultivadas (CLEMENT, 1999a; 1999b). Se a diversidade genética inferior à da escala de espécies é considerada parte de uma diversidade regional, então a diversidade gamma diminuiu como resultado da remoção dos seres humanos de uma paisagem. A depopulação e outras consequências do contato levaram à completa perda de agricultura e outras tecnologias básicas, até mesmo o desaparecimento e a habilidade cultural de algumas sociedades em manejar o fogo, uma característica antes pensada como um universal sociocultural (BALÉE, 2000; CORMIER, 2003).

No que se refere à agricultura industrial avançada (KATES ET AL. 1990), a fertilização por si tende a reduzir biodiversidade (HUSTON, 1994) pelo crescimento da competitividade por nutrientes entre espécies originalmente presentes em um terreno. Isto é um paradoxo do enriquecimento: áreas de alta produtividade primária (ricas em nutrientes) são com frequência empobrecidas (mas nem sempre) em diversidade de espécies (HUSTON, 1994). Apesar da alta pluviosidade, grandes extensões de florestas tropicais têm sido cada vez mais propensas a incêndios florestais, como resultado do desmatamento e, possivelmente, das ferramentas do aquecimento global desde o século XX até hoje. No futuro, a disseminação dos OGMs (Organismos Geneticamente Modificados) e seu fluxo gênico potencialmente incontrolável nos campos cultiváveis (um resultado, em parte, dos eficientes mecanismos dispersos, tais como anemocoria) podem reduzir a agro-diversidade (ALTIERI, 2004; BURNEY, 1995/1996; PILSON & PRENDEVILLE, 2004). No entanto, o impacto humano no ambiente é altamente variável e ecologistas históricos reconhecem que cada paisagem necessita ser entendida em termos de suas influências culturais e históricas específicas na sucessão, sem prejuízo para a natureza humana.

Ecólogos reconhecem dois tipos básicos de sucessão: primária e secundária. Sucessão primária refere-se à colonização inicial de um substrato que não vivia num local antes, como a sucessão de organismos em atóis vulcânicos recém-formados ou ilhas deltaicas emergentes em barreiras de rios meandrados. Em uma larga escala temporal, a sucessão de organismos em áreas glaciares são um exemplo de sucessão primária, assim como a substituição de filos inteiros por novos filos ao longo de milhões de anos (HUSTON, 1994). Sucessão secundária refere-se à substituição de organismos por outros tipos de organismos (tais como organismos *K*-selecionados por *r*-selecionados) em um substrato que tem sido perturbado, como no caso de terras florestais bem drenadas quando da passagem de furacões, tornados, secas, derrubadas (vendavais) e, como vem sendo muito bem estudado nos trópicos, distúrbios humanos por cultivo de coivara ou outras formas de agricultura extensiva. Em todos os casos, tanto para a teoria dos sistemas como para a ecologia cultural, a ideia é que, após o distúrbio, a sucessão de guildas de organismos ocorre novamente: no caso das florestas tropicais, por exemplo, a sucessão procede do predomínio de espécies *r*-selecionadas sobre o clímax, o domínio e a alta diversidade do que são basicamente comunidades *K*-selecionadas. Esta é a comunidade clímax, um conceito da ecologia dos sistemas que data do início do século XX (HUSTON, 1994). Embora a teoria do equilíbrio tenha muito seguidores (LOMOLINO, 2000), um grande número de ecólogos reconhece distúrbio não como um agente externo de mudança no ecossistema, mas como uma parte básica da função e manutenção da diversidade (BOTKIN, 1990; HUSTON, 1994; PERRY & AMARANTHUS, 1997; PETRAITIS et al., 1989; SMITH & WISHNIE, 2000). O distúrbio, eles prenunciam, não é a remoção de algumas guildas de espécies (distúrbio de alta intensidade), mas um contínuo distúrbio de uma escala muito menor, chamada distúrbio intermediário, como a difusão de fogo e clareiras em uma floresta, sem a qual a diversidade local (diversidade alfa) não poderia ser totalmente entendida (Figura 1).

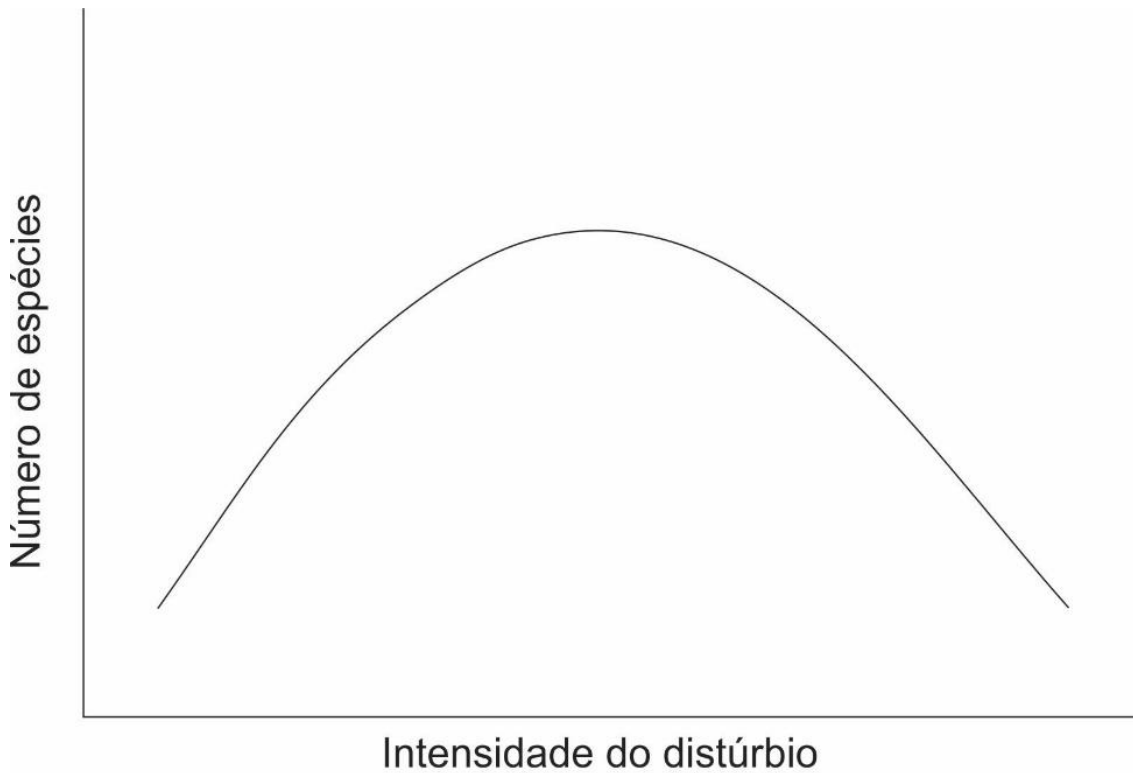


Figura 1: modelo simplificado da hipótese de distúrbio intermediário. **Retirado de:** Myers & Bazely (2003).

Distúrbio intermediário (através da difusão de queimada, cultivo de árvores, assentamento e enriquecimento de solo) tem sido visto como contribuinte às ilhas de florestas na África oriental (FAIRHEAD & LEACH, 1996; LEACH & FAIRHEAD, 2000). Evidências de Serra Leoa indicam que a exploração de recursos e o uso da terra têm variado ao longo do tempo, assim como o uso de pastagens na África do Sul (BEINART & COATES, 1995; BEINART & MCGREGOR, 2003), com o uso pretérito de áreas-florestais como fortalezas, bem como a conversão de florestas em carvão para fundição de ferro e a adoção de novos cultivos (como o amendoim); tais mudanças sociais explicam a composição das florestas e a ecologia atual (NYERGES, 1997; SCOONES, 1999; CF. RUDEL, 2002). Evidências da Namíbia e Angola indicam que atividades de reinos históricos do século XIX e início do século XX expandiram as suas fronteiras de pomares de árvores frutíferas de palmas, marula, ameixa, figo e baobá às custas das savanas (KREIKE, 2003). A variação histórica nas características da paisagem é provavelmente condicionada pelas mudanças na complexidade política. Savanas, às vezes, parecem resultar de escolhas humanas (ERICKSON, 2006, SCOONES, 1999). O distúrbio intermediário através de queimadas controladas (disseminadas) nas savanas africanas, cerrados brasileiros e em *Llanos de Mojos* boliviano parece promover a coexistência de plantas e gramíneas pelo crescimento da heterogeneidade da paisagem (ERICKSON, 2006; JELTSCH et al. 1998; MISTRY et al., 2005). A heterogeneidade da paisagem induz efeitos limitantes que podem reduzir a diversidade de espécies que requerem florestas não alteradas para respirar, nidificar e reproduzir (RENFREW et al., 2005), mas, algumas vezes, a fragmentação de habitats conduz a um aumento líquido de diversidade (FAHRIG, 2003).

Contrastantes pontos de vista consideram que as ilhas de florestas tropicais nas paisagens dominadas por espécies de savanas são relíquias do Pleistoceno e, portanto, deveriam ser protegidas pelos distúrbios humanos, a causa presumida da savanização. No entanto, mecanismos de sucessão antropogênica foram comprovadamente associados à diversidade estrutural e de espécies locais (DOVE, 2001; FAIRHEAD & LEACH, 1996; KREIKE, 2003; LEACH & FAIRHEAD, 2000).

Distúrbio intermediário em uma escala humana envolve a substituição parcial de espécies de natureza cíclica ou episódica em pequenos lotes de terra, às vezes pequenas clareiras iluminadas, assim como grandes clareiras com 20 hectares (ha), em oposição às principais perturbações tais como corte raso, o desmatamento, extração seletiva de madeira, inundações e eutrofização. Distúrbio intermediário não implica na intensificação, industrialização ou globalização, que podem resultar na diminuição da diversidade de espécies por lote de terra através do uso excessivo, fertilização e erosão. Os efeitos mensuráveis do distúrbio intermediário mediado pelos humanos referem-se a, pelo menos, um dos três tipos de diversidade de espécies reconhecidos em ecologia, diversidade alfa. Diversidade alfa é o número de espécies em um local restrito com parâmetros ambientais constantes (como drenagem e tipo de solo). O distúrbio intermediário mediado pelos humanos poderia ser visto também na diversidade beta, que é mais de uma diversidade ambiental gradiente, como inclinação ou precipitação, envolvendo a distância entre parcelas adjacentes selecionadas pela diversidade alfa (CAMPBELL et al., 2006; ERICKSON & BALÉE, 2006; HUSTON, 1994). O terceiro tipo de diversidade, gama, é a diversidade de uma região inteira, como a bacia amazônica. Com relação à bacia amazônica, em virtude de a maior parte das espécies serem do Pleistoceno (BUSH, 1994; VIEIRA et al.; 2001), sociedades pré-históricas e antigas sociedades coloniais provavelmente tiveram um impacto insignificante, exceto pela introdução de espécies invasoras (invasões biológicas), essas espécies ocorrem em proporcionalidade inversa à diversidade de espécies pré-existentes nos locais de introdução. A diversidade gama da Amazônia não tem uma explicação simples (BUSH, 1994) e requer um modelo complexo, fundamentado na ecologia histórica, capaz de considerar não apenas os fatores físicos e temporais de diversas dimensões, mas também o impacto da mediação humana às paisagens ao longo do tempo. O conceito de sucessão ecológica – o termo originalmente utilizado em teoria dos sistemas e teoria do equilíbrio – ainda é utilizável num modelo dinâmico de mudança ambiental vinculando aumento e diminuição de diversidade biológica (HUSTON, 1994), o principal foco de pesquisa em ecologia, mas por razões diferentes do que ocorre em ecologia de sistemas. Sucessões ecológicas em ecologia histórica podem ser chamadas de transformações de paisagem (sucessão antropogênica), entre as quais há diversos tipos.

Impacto humano direto pode ser qualitativamente atribuído a uma escala sensível de tempo e espaço indicativo de menor perturbação (e. g., por caçadores pré-históricos no ártico, os Puna nos Andes e o deserto da Grande Bacia de Nevada – *Great Basin*), onde uma assinatura humana mínima permanece na paisagem daquele tempo, até a mais perturbada (e. g., por uma agricultura industrial avançada e

globalização), onde as assinaturas pré-históricas são apagadas, em sua grande maioria, como resultado da completa substituição de guildas de espécies e da intensidade de uso do solo, influenciada pelas demandas mundiais pelo trabalho agrícola e pelas *commodities* (KATES et al. 1990; RUDEL, 2002). A intensidade dos impactos humanos na paisagem pode se dar em proporcionalidade inversa a sua diversidade de espécies (BURNEY, 1995/1996), independentemente das regras que regem o acesso aos recursos comuns da paisagem (ALVARD & KUZNAR, 2001; HOLT, 2005; SMITH & WISHNIE, 2000). A hipótese corolário implícita é que onde o distúrbio humano-mediado foi de baixa intensidade, a diversidade de espécies teria que ser maior.

Este ponto de vista é uma premissa das áreas selvagens, os quais são análogos ocidentais de bosques sagrados (RUSSEL, 1997), cuja implementação ao longo do tempo tem afetado passivamente a distribuição de espécies e o comportamento na paisagem, por exemplo, pela conversão de caça em vida selvagem protegida (BEIRNART & COATES, 1995). Bosques sagrados têm histórias independentes na África subsaariana, Sul e Leste asiático e Mesoamerica (BYERS et al., 2001; GÓMEZ-POMPA et al., 1990; RUSSELL, 1997) e sua função é proteger a diversidade biótica. Sem os bosques sagrados e áreas selvagens, os distúrbios humano-mediados podem diminuir a biodiversidade, especialmente se as paisagens não são localmente heterogêneas (TURNER, 2005; cf. RENFREW et al., 2005). Em outras palavras, para manter a diversidade, bosques sagrados em contextos culturais diversos sugerem uma crença popular que distúrbio humano-mediado deveria ser eliminado. Distúrbios humanos do ambiente, no entanto, são em última análise escalar e temporal (ALLENBY, 2000; BALÉE, 1998B; CRUMLEY, 2001; ERICKSON, 2000; HAYASHIDA, 2005; PETERSON & PARKER, 1998; SHEUYANGE et al. 2005) e não tem gênese sociobiológica.

O distúrbio humano-mediado de algumas paisagens de florestas tropicais na pré-história talvez tenha feito decrescer a diversidade de espécies alfa ou não tenha efeito mensurável sobre a mesma. Usando o índice de biodiversidade, Shannon-Weaver, Lentz et al. (2002) descobriram que florestas antropogênicas oriundas da antiga agricultura Maia, em Belize, não resultaram no crescimento da biodiversidade, embora a composição das florestas seja essencialmente antropogênica nos lotes de estudo (ver também CAMPBELL et al., 2006; GÓMEZ-POMPA et al., 1987; WISEMAN, 1978). Reciprocamente, Lentz et al. (2002), não demonstram uma redução na diversidade alfa ou beta como o resultado dos impactos humanos porque os inventários de referência de todos os táxons são indisponíveis. O distúrbio humano-mediado das terras baixas mesoamericanas ao longo do tempo aparenta ter resultado em florestas dominadas por algumas espécies (em termos de sua biomassa relativa e outros componentes [e. g., densidade relativa e frequência] de importância ecológica). Essas guildas de espécies dominantes são atribuídas às oligarquias (CAMPBELL et al., 2006; PETERS et al., 1989).

Florestas orgânicas (geralmente repletas de árvores de frutas e outras plantas econômicas) contrastam com bosques sagrados ou outras florestas relativamente não perturbadas que existem em áreas usadas por sociedades tradicionais, na medida em que os padrões tradicionais de distúrbio humano-

mediado, envolvendo especificamente transmissão e queimadas de roça, resultam em um mosaico de paisagens. Trabalhos recentes sugerem que esses mosaicos – heterogeneidade de paisagem – tendem a incrementar não apenas a densidade de vida selvagem, mas também a diversidade beta de fauna e flora. Distúrbios intermediados por sociedades tradicionais, aplicando dispersão de fogo na Austrália, África e nos neotrópicos, comprovadamente resultaram em crescimento da diversidade alfa de vegetação (BIRD et al., 2005; LUNT & SPOONER, 2005; MISTRY et al., 2005; PYNE, 1998; SHEUYANGE et al., 2005). Em outras palavras, nesses casos, distúrbio humano-mediado intermediado e manejo de biotas de florestas tropicais podem ser essenciais para a explicação de sua diversidade local. O *Homo sapiens*, em certos contextos socioeconômicos com estratégias historicamente determinadas de uso da terra, podem atuar como a chave de espécies, da qual depende a diversidade de toda paisagem através do tempo (BALÉE & ERICKSON, 2006b; DENEVAN, 2001; ERICKSON & BALÉE, 2006; MANN, 2002; STORM, 2002).

TRANSFORMAÇÃO PRIMÁRIA E SECUNDÁRIA DA PAISAGEM NA AMAZÔNIA

No centro e baixo amazonas a transformação primária da paisagem envolveu a construção de montículos, assim como mudança em cursos de rios para facilitar o transporte, com efeitos aparentemente insignificantes sobre a diversidade de espécies (NEVES & PETERSEN, 2006; RAFFLES, 2002). Os efeitos, tanto de diversidade alfa como beta, se ocorreram, são desconhecidos na manipulação pré-histórica de solos e drenagem no alto Xingu (baixo amazonas) em aproximadamente AD 1000 (HECKENBERGER et al., 2003), assim como em outras áreas de Terra Preta amazônica (solos antropogênicos) (ERICKSON, 2003). O aumento na diversidade alfa de flora e fauna pelo manejo e uso de recursos indígenas, entretanto, tem sido registrado em vários ambientes nos neotrópicos (BALÉE, 1993; FEDICK, 1995; POLITIS, 2001; POSEY, 1985; RIVAL, 2002; STAHL, 2000; ZENT & ZENT, 2004). As paisagens dos índios pré-amazônicos Ka'apor, Guajá e Tembé (Amazônia oriental, com aproximadamente 10.000 km²), incluem altas florestas (relativamente não perturbadas) e antigas florestas em pousio [de distúrbio indígena intermediário, datando de 40 a 150 anos atrás (cf. MYERS & BAZELY, 2003)]. Antigas florestas em pousio potencializam a sucessão secundária antropogênica. Inventários florestais (completos usando os procedimentos de inventário biológico padrão como discutido em Campbell et al. 2006) de antigos pousios de 4ha de alta floresta próxima, ao longo da Pré-amazônia, mostraram que (a) a diversidade alfa de árvores entre florestas de pousio e altas florestas não eram significativamente diferente; (b) lotes adjacentes de alta floresta e florestas de pousio compartilharam somente em torno da metade de espécies compartilhadas dentro de uma parcela de inventário de qualquer tipo, independente da distância entre as parcelas mais similares da mesma categoria; e (c) o efeito é um ganho líquido na diversidade alfa e beta, este último envolvendo o gradiente de tempo (HUSTON, 1994), ficando a alta floresta mais velha do que as florestas de pousio (BALÉE, 1993; BALÉE, 1998b).

Florestas secundárias não são necessariamente mais empobrecidas em diversidade do que as florestas primárias (SCHULZE et al., 2004). Mesmo que solos, em algumas florestas secundárias, sejam significativamente mais férteis do que aqueles de florestas primárias (DENEVAN, 2001; 2006; ERICKSON, 2003; ERICKSON & BALÉE, 2006; NEVES & PETERSEN, 2006), os solos de florestas secundárias não têm sido visivelmente relatados por sofrer do paradoxo do enriquecimento. O habitat dos índios Sirionó da Bolívia amazônica compõem uma paisagem heterogênea de florestas bem drenadas com montículos antigos, florestas ligeiramente inundadas na base de tais montículos (chamada floresta pampeana) e savanas sazonalmente inundadas e pobremente drenadas, as quais se referem à aproximadamente dois terços da paisagem (ERICKSON, 2003, 2006; ERICKSON & BALÉE, 2006; TOWNSEND, 1996). As florestas de montículos são todas antropogênicas e datam de aproximadamente 500 a 1000 anos, desde o tempo de sua construção e habitação contínua; as florestas pampeanas são todas antropogênicas, pois são artefatos de construção dos aterros. Dois inventários de árvores de 1 ha, um de floresta de montículos de 18 m de altura e o outro de uma floresta pampeana próxima, demonstraram (a) uma similaridade no número de espécies, com 55 na floresta de montículos e 53 na floresta pampeana; (b) 24 espécies compartilhadas entre essas duas florestas (dando origem a um grande percentual em comparação com a Pré-Amazônia); (c) um número total de 84 espécies em ambas as florestas $[(55 + 53) - (24) = 84]$; (d) e uma dominância de oligarquias em ambos os tipos de florestas (as 10 espécies ecologicamente mais importantes no inventário do montículo constitui 65.4% dos valores de importância dos três lotes de árvores, e os dez mais importantes no inventário pampeano representam 70.9% dos valores de importância de todas as árvores naqueles lotes). As oligarquias são, no entanto, de alguma forma diferentes (com espécies de palmas tendo um valor de importância de 46.12 no montículo e 9.21 no pampa e uma outra espécie de palma tendo um valor de importância de 41.2 no montículo e 83.27 no pampa), algo que, provavelmente, resulta da inclinação (ERICKSON & BALÉE, 2006). As savanas são as paisagens originais mais antigas e são mantidas através de queimas periódicas (ERICKSON 2006). Alagamentos ocorrem na savana todo ano e são alternadas por períodos de seca bem marcados. O número total de espécies de plantas vasculares na savana é menor do que 20 (TOWNSEND, 1996), com predomínio claro de ciperáceas e gramíneas.

A transformação primária da paisagem que se acumulou no complexo de montículos de Ibibate (o montículo e a floresta pampeana adjacente) seria, em termos ecológicos, uma sucessão primária, embora esse termo comumente exclua antropogênese da paisagem (e. g., HUSTON, 1994). A transformação envolveu uma substituição extensiva das espécies de savanas com plantas intolerantes a cheias, tendo uma diversidade alfa de várias ordens de magnitude maior que a savana. Montículos comparáveis, especificamente concheiros pré-históricos (incluindo muitas espécies de gastrópodes e bivalves) no sudoeste da Flórida e sudeste da Louisiana, que apresentam maior diversidade do que qualquer pântano próximo independente dos níveis de salinidade, representam acréscimo de diversidade alfa pela mediação humana

(KIDDER, 1999; MARQUARDT, 1992). Por esse motivo, a ecologia de floresta, nesses casos de sucessão primária sem causa natural, é, de fato, um artefato cultural e social. Talvez para representar melhor e distinguir o impacto ambiental do distúrbio humano mediado, dado que se trata de um fenômeno escalar e temporal (PETERSON & PARKER, 1998; SHEUYANGE et al., 2005), pode-se, portanto, referir-se à transformação primária e secundária da paisagem quando discutindo mudança biótica e ambiental na escala humana de tempo. Em outras palavras, a diversidade alfa e beta são passíveis de análise em três modos de tempo histórico (BRAUDEL, 1980) e são, conseqüentemente, o material definitivo da ecologia histórica.

ESPÉCIES INVASORAS E HISTÓRIAS DE PAISAGEM

Invasões biológicas, às vezes, referem-se apenas a espécies invasoras que usualmente substituem outras espécies estruturalmente similares no novo ambiente, mas o termo refere-se tanto a espécies invasoras, no sentido convencional, quanto a doenças invasoras (TURNER, 2005), incluindo infecções bacterianas, protozoárias e virais, que assumem características epidêmicas em relação à fauna e flora nativas antes não exposta, incluindo os seres humanos (Tabela 1). A integração da ecologia da paisagem e epidemiologia (TURNER, 2005) é análoga ao reconhecimento, em ecologia histórica, de que atividades humanas têm sido associadas a uma variedade de novos patógenos e a sua distribuição, e que a organização política das sociedades humanas reflete a sua suscetibilidade às doenças epidêmicas, assim como seu potencial para gerar invasões biológicas em novos ambientes (NEWSON, 1998).

Tabela 1: algumas espécies e doenças invasoras modernas mediadas pela ação humana

Táxon	nome popular	origem	novo ambiente	data de estabilização	uso (se algum)
<i>Agave sp.</i>	Planta secular	México, sudoeste dos Estados Unidos	Sul da África	Século vinte	cerca
<i>Influenza aviário</i> (H5N1 vírus tipo A influenza)	Gripe aviária	Leste asiático	?	Início do século vinte e um	x
<i>Boiga irregularis</i>	Árvore de cobra marrom	Pacífico sul	Guam	1945–1950	x
<i>Casuarina esquistifolia</i>	Pinho australiano	Austrália	Sul da Flórida	Início do século vinte	Para-vento, caminho cênico
<i>Cerato stomellaulmii</i>	Doença do olmo holandês	Europa	Norte dos Estados Unidos	Final do século dezanove	x
<i>Cryphonectria parasítica</i>	Cancro-do-castanheiro	Europa	Nordeste dos Estados Unidos	Final do século dezanove	x
<i>Melaleuca quinquenervia</i>	Árvore com tronco de papel	Austrália	Sul da Flórida	1906	Ornamental

<i>Myobacterium bovis</i>	Tuberculose bovina	América do Norte	Sul da África	Final do século XIX	x
<i>Myocastor coypus</i>	Ratão-do-banhado	América do Sul	Louisiana, Flórida	1941	Pele
<i>Rattus rattus</i>	Rato-preto	Ásia via Europa	América do Norte	Século dezesesseis	x
<i>Schinus terebinthifolius</i>	Pimenta brasileira	Sul do Brasil	Sul da Flórida	Século dezenove	Ornamental
<i>Ulex europeus</i>	Tojo	Europa	Nova Zelândia	Século dezenove	x

Fontes: BEINART & COATES, 1995; BURNEY, 1995/1996; CARON et al., 2003; FRITTS & RODDER, 1998; HIERRO et al., 2005; KIDDER, 1998; MYERS & BAZELY, 2003; RUSSELL, 1997; SCHMITZ et al., 1997; SIMBERLOFF, 1997; SIMBERLOFF et al., 1997.

Invasões biológicas que envolvem a transferência e a dispersão de espécies invasoras de um ponto para outro têm sido denominadas sucessões em ação (MYERS & BAZELY, 2003). Espécies invasoras (exóticas) são espécies de plantas e animais introduzidas que se tornam daninhas da fauna e flora existentes (nativas). As definições variam, mas usualmente organismos pouco robustos são considerados exógenos; eles se multiplicam e se espalham rapidamente às custas de outros organismos (CROSBY, 2004; MYERS & BAZELY, 2003). Somente uma minoria de espécies introduzidas torna-se invasora. O sucesso das espécies invasoras, como sementes, depende de fatores bióticos e históricos, sozinhos ou combinados, específicos em cada caso. As espécies invasoras, eventualmente, não têm inimigos no lugar de introdução (como a borracha brasileira na Malásia), uma visão proposta originalmente por Darwin (HIERRO et al., 2005), ou elas preenchem um nicho vazio no lugar de introdução (HIERRO et al., 2005). Ocorre de terem um alto número de cromossomos duplicados (como as tetraploides), o que lhes confere um grande sucesso reprodutivo, como no caso de todas as espécies europeias de gramíneas invasoras na América do Norte (MYERS & BAZELY, 2003). Estruturalmente, as espécies invasoras são propensas a serem mais ruderais (HIERRO et al., 2005; HUSTON, 1994) do que arbóreas, mas há algumas exceções. Elas podem transpirar metabólitos tóxicos secundários sobre a biota nativa, mas não sobre as demais em seu lugar de origem (HIERRO et al., 2005). Espécies invasoras talvez tenham coexistido com humanos há mais tempo que as espécies afetadas (substituídas) no lugar de sua introdução e subsequente expansão (BURNEY, 1995/1996; HIERRO et al., 2005). Por fim, propágulos de muitas espécies invasoras estão localizados nas proximidades de rotas de navegação no seu ponto de origem e no seu lugar inicial de dispersão (HIERRO et al., 2005) e, subsequentemente, são facilmente transportadas muitas vezes como lastro (BURNEY, 1995/1996; CROSBY, 2004; RUSSELL, 1997). Invasões biológicas, desde a emergência dos humanos modernos, têm geralmente ocorrido com agência histórica; estas são chamadas invasões humano-mediadas (MYERS & BAZELY, 2003). (Observe-se que nem todas essas invasões biológicas têm sido mediações humanas: por exemplo, por causa de sua habilidade superior em nadar, hipopótamos, elefantes e cervos passaram de uma ilha para outra através do mar aberto durante o Quaternário [BURNEY, 1995/1996]). No que refere ao agente de transporte, as invasões biológicas

têm sido a principal causa imediata de extermínio e extinção de fauna e flora nativas (BURNEY, 1995/1996; MYERS & BAZELY, 2003; PIMM, 1991) quando comparadas com outras, tais como super-exploração (assim como as extinções do periquito Carolina e o Mergulhão gigante) e os efeitos cascata locais, que removem espécies singulares importantes (espécies fundamentais) das quais outras espécies dependem.

Espécies invasoras são frequentemente transportadas acidentalmente para novos destinos (CROSBY, 2004; MYERS & BAZELY, 2003) como em lastros de navios (CROSBY, 2004; MYERS & BAZELY, 2003; PILSON & PRENDEVILLE, 2004; RUSSELL, 1997; SIMBERLOFF et al., 1997), caso, por exemplo, das marés vermelhas (dinoflagelados tóxicos) (BURNEY, 1995/1996), um fenômeno que cresceu significativamente depois de aproximadamente 1500 (CROSBY, 2004). Talvez com a mesma frequência, entretanto, espécies invasoras têm sido introduzidas intencionalmente (antes que suas características invasivas no novo ambiente sejam conhecidas) para preencher desejos funcionais, como ornamentação, quebra-vento, caminhos cênicos, controle de erosão, cercamento e alimentação da pecuária (BEINART & COATES, 1995; MYERS & BAZELY, 2003; SIMBERLOFF et al., 1997). Em alguns casos, essas espécies são indicativas de paisagens habitadas e modificadas por sociedades humanas em tempos antigos, como as árvores de café Kentucky, castanha americana e abóbora, propagadas a longas distâncias de sua distribuição original na pré-história norte americana, assim como a noz e a castanheira nas ilhas britânicas, levadas para lá pelos romanos no primeiro milênio AD (RUSSELL, 1997).

A noção restauracionista (e conservacionista), de que espécies nativas *in situ* são superiores e preferíveis do que espécies introduzidas, remonta ao pensamento europeu do século dezanove que conjugou cultura e silvestre em uma mesma paisagem (HALL, 2005), como o Alemão *Naturgarten* (WOLSCHKE-BULMAHN, 2004). Em relação especificamente à diversidade, objetivos de restauração ecológica que incluem erradicação de espécies exóticas podem ser rastreados até a antiguidade com a doutrina de Platão e sua desejável alta diversidade de espécies – “quanto mais coisas [vivas] o mundo contém, melhor ele é” (GLACKEN, 1967) – onde, quanto maior a diversidade de espécies, maior a resiliência de uma área às invasões biológicas (PIMM, 1991; cf. SIMBERLOFF, 1997). Platão pensava, além disso, que o estado de natureza seria mais generoso quando ativamente manejado por seres humanos (HALL, 2005). Estudos mais recentes das chamadas ruínas mediterrânicas sugerem representar a expansão antropogênica de florestas ricas em diversidade de espécies na região, não o contrário (GROVE & RACKHAM, 2003).

Invasões biológicas têm causado reduções e extermínio de numerosas espécies através de mecanismos como exclusão competitiva direta (BURNEY, 1995/1996; SIMBERLOFF, 1997). No caso de patógenos introduzidos, o seu sucesso é atenuado apenas pela extensão que uma população hospedeira sobrevive e que pode ser uma reserva futura de propagação endêmica (NEWSON, 1998). A barreira de espécies entre humanos e outros animais é efetivamente quebrada por doenças que são antropozoonóticas (o vetor humano infectando outros animais), como tuberculose, sarampo e vírus do herpes humano (KAREHS

& COOK, 2005), e por perda de habitat (um exemplo extremo de fragmentação de habitat, que num sentido geral nem sempre causa redução na diversidade de espécies [FAHRIG, 2003]), somando para as mudanças na relação entre patógenos e hospedeiros, assim como doença debilitante crônica de cervos de mula, gazela de cauda branca e alce montanhês (FARNSWORTH et al., 2005). A malária parece ser tanto zoonótica (o vetor animal infectando seres humanos) e antropozoonótica na relação entre o povo Guajá e seus macacos de estimação na Amazônia brasileira. Especificamente, a reserva de malária, nesse caso, parece alternar entre humanos e macacos (CORMIER, 2005). Alguns patógenos desenvolvidos na pecuária domesticada saltaram algumas barreiras várias vezes. A tuberculose bovina (de gado doméstico) tem infectado bisões selvagens no Canadá, cervos no Michigan, Búfalo-africano, leões, leopardos, chitas, Grandes Kudus e babuínos na África do Sul (CARON et al., 2003; KARESH & COOK, 2005). A gripe aviária (H5N1 de tipo A do vírus da gripe), que tem potencial para se tornar uma pandemia, é notável pela alta mortalidade, bem como por ter o potencial de vários vetores: aves selvagens, gatos domésticos, grandes felinos, galinhas, porcos e seres humanos, todos os quais têm distribuições e interações mediadas por humanos (NORMILE, 2005). Scrapie (uma doença causada pelo príon) em ovinos saltou as barreiras de espécies e se tornou a doença da vaca louca no gado, uma linhagem que parece ter cruzado a barreira das espécies para os humanos como variante de Creutzfeldt-Jakob (KARESH & COOK, 2005). A Ecologia da doença, na medida em que liga os seres humanos e outra biota, afetando a distribuição na paisagem de ambos, torna-se plenamente compreensível dentro da temporalidade da ecologia histórica (NEWSON, 1998; TURNER, 2005).

A morfologia e o comportamento de biota invasiva podem ser previsíveis (podem ser pouco robustos, oportunistas e geneticamente maleáveis, com uma capacidade de mutação rápida e, em alguns casos, infectam outros organismos e saltam as espécies de barreiras), mas invasões biológicas não resultam, necessariamente, na redução integrada de diversidade alfa, beta ou mesmo gama. Na verdade, algumas espécies invadiram ambientes K-dominados antes das migrações do gênero *Homo* para fora da África no início do Pleistoceno, e os humanos modernos iniciais não tiveram muitas espécies invasoras além de piolhos e alguns outros, nenhum dos quais foram domesticados para serem por eles transportados (BURNEY, 1995/1996). A questão, então, é quanto tempo uma espécie tem que existir em um dado ambiente até deixar de ser considerada invasora? Uma classificação arbitrária para plantas invasoras é usada nas florestas europeias, em que existem arquétipos no continente desde antes de 1500 e onde neófitos são aquelas plantas chegadas após 1500; outras espécies são de origem desconhecida, e estas são conhecidas como criptogênicas (MYERS & BAZELY, 2003). Algumas espécies invasoras, de fato, funcionam como espécies chave e “mesmo com sua remoção, não ocorre o retorno ao ‘estado não invadido’” (MYERS & BAZELY, 2003). Este é discutivelmente o caso com espécies invasoras que têm alterado as características da estrutura fundamental das paisagens, como a espécie popularmente conhecida como “árvore com tronco de papel”,

que forma charcos na Florida, onde não existiam anteriormente, conseqüentemente alterando a distribuição de numerosas espécies de fauna e flora (SCHMITZ et al., 1997; SIMBERLOFF, 1997).

DISCUSSÃO E CONCLUSÕES

Com base na noção de que as espécies nativas são mais desejáveis que as exóticas, não apenas por razões estéticas, mas por razões relacionadas à proteção da diversidade biótica, esforços na restauração da ecologia tendem a focar na remoção e erradicação de espécies invasoras. Esses esforços têm tido resultados diversos. A restauração da ecologia (ecologia histórica aplicada) requer essencialmente o conhecimento de condições de referência do estado pretérito da paisagem para obter autenticidade (EGAN & HOWELL, 2001b; HALL, 2005; HAYASHIDA, 2005; HIGGS, 2003; JONES, 2004).

A ecologia histórica pode fornecer as condições de referência necessárias para a autenticidade da reconstrução da paisagem (EGAN & HOWELL, 2001a; 2001b; HAYASHIDA, 2005; HIGGS, 2003). As fontes variam e são derivadas de pesquisas em paleoecologia, etnohistória, história e arqueologia (CRUMLEY, 1994; 2003; ERICKSON, 2003; HAYASHIDA, 2005; HECKENBERGER et al., 2003; KIDDER, 1998; TURNER, 2005); de etnografia e etnobiologia (BALÉE, 1993; POSEY, 1985; POSEY & BALÉE, 1989; RIVAL, 2002; ZENT & ZENT, 2004); de trabalho de inventário biológico (CAMPBELL et al., 2006; ERICKSON & BALÉE, 2006; TURNER, 2005) e de pesquisas em símbolos e linguagem. Paisagens, como jardins, comunicam significados sobre seus usuários e possuidores nos Andes peruanos (FINERMAN & SACKETT, 2003). Conhecimento de cultivos antigos são retidos na memória e são refletidos em rituais em Borneo e em outros lugares do sudeste asiático (DOVE, 1999). Catálogos linguísticos antigos remetem às paisagens pelos atuais termos topográficos (RUSSEL, 1997); também incorporam antigos métodos de exploração de recursos, como a agricultura na África equatorial pré-histórica, reconstruída por estudos histórico-linguísticos de línguas vivas Bantu (VANSINA, 1990). A linguagem retém evidências de valorização econômica antiga de espécies e paisagens, como com o ciclo de exportação de cacau da Amazônia no século dezoito, refletido no empréstimo indígena de um termo não nativo para cacau, mesmo que a árvore seja nativa (BALÉE, 2003). Reversões de marcação para biota representam uma cronologia de transformação da paisagem inscrita em um vocabulário, assim como a mudança, em várias línguas mesoamericanas, no nome para ovelha, introduzida da Espanha, para o nome original da gazela de cauda branca, um animal selvagem nativo, mas cada vez mais raro devido à invasão de pastagem para ovinos, e vice-versa (WITKOWSKI & BROWN, 1983). A ecologia histórica é interdisciplinar e em uma de suas disciplinas, a antropologia, é claramente inter-sub-disciplinar.

A ecologia histórica aplicada pode se tornar um engajamento holístico de conhecimento de diversas disciplinas para o benefício de sociedades humanas, biotas selecionadas e paisagens. É derivada de diversos campos com o objetivo de determinar as condições de referências das paisagens pretéritas com o mais alto

nível de autenticidade para o período escolhido para a restauração. A persistência do problema, em termos de aplicações de ecologia histórica, refere-se a questões políticas, assim como a quem será privilegiado na determinação da profundidade temporal desejada (HIGGS, 2003; JONES, 2004) e ao estado associado de conhecimento histórico (ANDERSON, 2001; HALL, 2005) sobre as paisagens a serem restauradas.

Agradecimentos

Por uma útil discussão e sugestão de referências, fico em débito com David Campbell, Clark L. Erickson e Charbel Niño El-Hani. Por uma assistência bibliográfica inicial, agradeço a Nathalie Dajko. Agradeço imensamente à equipe da biblioteca e à Divisão de Ecologia da *Florida Gulf Coast University* por recursos bibliográficos disponíveis a mim durante os meses em que as bibliotecas da *Tulane University* estiveram fechadas como resultado do furacão Katrina.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- ADAMS, W.Y. *The Philosophical Roots of Anthropology*. Stanford, CA: Center for the Study of Language and Information, 1998.
- ALEXANDER, K.N.A, BUTLER, J.E. Is the US concept of 'old growth' relevant to the cultural landscapes of Europe? A UK perspective. In: Honnay et al. 2004, p. 233–46.
- ALLENBY, B.R. The fallacy of "green technology." *Am. Behav. Sci.* 44, 2000. p. 213–228.
- ALTIERI, M.A. *Genetic Engineering in Agriculture: The Myths, Environmental Risks, and Alternatives*. 2nd ed. Oakland, CA: Food First Books, 2004.
- ALVARD, M.S.; KUZNAR, L. Deferred harvests: the transition from hunting to animal husbandry. *Am. Anthropol.* 103, 2001. p. 295-311.
- ANDERSON, M.K. The fire, pruning, and coppice management of temperate ecosystems for basketry material by California Indian tribes. *Hum. Ecol.* 27, 1999. p. 79-113.
- ANDERSON, M.K. The contribution of ethnobiology to the reconstruction and restoration of historic ecosystems. In: Egan & Howell 2001, p. 55-72.
- BALÉE, W. The culture of Amazonian forests. Posey & Balée, 1989, p. 1-21.
- BALÉE, W. Indigenous transformation of Amazonian forests: an example from Maranhão, Brazil. *Homme.* 33, 1993. p. 231-254.
- BALÉE, W. *Advances in Historical Ecology*. New York: Columbia Univ. Press, 1998a.
- BALÉE, W. Historical ecology: premises and postulates. Ver: Balée, 1998a, 1998b. p. 13–29.
- BALÉE, W. Antiquity of traditional ethnobiological knowledge in Amazonia: the Tupí-Guaraní family and time. *Ethnohistory* 47, 222. p. 399-422.
- BALÉE, W. Historical-ecological influences on the word for cacao in Ka'apor. *Anthropol. Linguist.* 45, 2003. p. 259-80.
- BALÉE, W.; CAMPBELL, D.G. Evidence for the successional status of liana forest (Xingu River basin, Amazonian Brazil). *Biotropica* 22, 1990. p. 36-47.
- BALÉE, W.; ERICKSON, C. *Time and Complexity in Historical Ecology: Studies in the Neotropical Lowlands*. New York: Columbia Univ. Press, 2006a.
- BALÉE, W.; ERICKSON, C. Time, complexity, and historical ecology. In: Balée & Erickson 2006a, 2006b. p. 1–17.
- BEINART, W.; COATES, P. *Environment and History: The Taming of Nature in the USA and Southern Africa*. London: Routledge, 1995.
- BEINART, W., MCGREGOR, J., *Social History and African Environments*. Athens: Ohio Univ. Press 2003.

- BIERSACK, A. Introduction: from the “new ecology” to the new ecologies. *Am. Anthropol.* 101, 1999. p. 5-18.
- BILSKY, L.J. *Historical Ecology: Essays on Environment and Social Change*. PortWashington, NY: Kennikat Press, 1980.
- BIRD, D.W.; BIRD, R.B., PARKER, C.H. Aboriginal burning regimes and hunting strategies in Australia’s Western Desert. *Hum. Ecol.* 33, 2005. p. 443-464.
- BOGLIOLI, M.A. Civil conflict and savage unity: cross-cultural assumptions in ecological anthropology. *Anthropol. Work Rev.* 21, 2000. p. 18-21.
- BOTKIN, D. *Discordant Harmonies: A New Ecology for the Twenty-First Century*. New York: Oxford Univ. Press, 1990.
- BOYD, R. *Indians, Fire and the Land in the Pacific Northwest*. Corvallis: Or. State Univ. Press, 1999a.
- BOYD, R. Ecological lessons from Northwest Native Americans. In: Boyd, 1999a. 1999b. p. 292-297.
- BRAUDEL, F. *On History*. Transl. S Matthews. Chicago: Univ. Chicago Press, 1980.
- BURNEY, D. A. Historical perspectives on human-assisted biological invasions. *Evol. Anthropol.* 4, 1995/1996. p. 216-221.
- BUSH, M. B. Amazonian speciation: a necessarily complex model. *J. Biogeogr.* 21, 1994. p. 5-17.
- BYERS, B.A.; CUNLIFFE, R. N.; HUDAK, A. T. Linking the conservation of culture and nature: a case study of sacred forests in Zimbabwe. *Hum. Ecol.* 29, 2001. p. 187-218.
- CAMPBELL, D. G.; FORD, A.; LOWELL, K.S.; WALKER, J.; LAKE, J.K.; et al. The feral forests of the Eastern Petén. See Balée & Erickson 2006a. 2006. p. 21–55.
- CARON, P.C.; CARON, A.; DUTOIT, J.T. Ecological implications of bovine tuberculosis in African buffalo herds. *Ecol. Appl.* 13, 2003. p. 1338–1345.
- CLEMENT, C. R. 1492 and the loss of Amazonian crop genetic resources. I. The relation between domestication and human population decline. *Econ. Bot.* 53, 1999a. p. 188–202.
- CLEMENT, C. R. 1492 and the loss of Amazonian crop genetic resources II. Crop biogeography. at contact. *Econ. Bot.* 53, 1999b. p. 203–16.
- COLE, J.W.; WOLF, E.R. *The Hidden Frontier: Ecology and Ethnicity in an Alpine Valley*. New York: Academic, 1974.
- CORMIER, L. A. *Kinship with Monkeys: The Guajá Foragers of Eastern Amazonia*. New York: Columbia Univ. Press, 2003.
- CORMIER, L. A. Um aroma no ar: a ecologia histórica das plantas anti-fantasma entre os Guajá da Amazônia. *Mana* 11, 2005. p. 129–154.
- CRONON, W. *Changes in the Land: Indians, Colonists, and the Ecology of New England*. New York: Hill & Wang, 1983.

- CROSBY, A.W. *Ecological Imperialism: The Biological Expansion of Europe, 900–1900*. Cambridge, UK: Cambridge Univ. Press. 2nd ed, 2004.
- CRUMLEY, C. L. *Historical Ecology: Cultural Knowledge and Changing Landscapes*. Santa Fe, NM: School of Am. Res. Press, 1994.
- CRUMLEY, C. L. Foreword. In: Balée 1998a. 1998. p. 9-14.
- CRUMLEY, C. L. Introduction. In *New Directions in Anthropology and Environment*, ed. CL Crumley, Walnut Creek, CA: Altamira Press, 2001, p. 7-11.
- CRUMLEY, C. L. *Historical ecology: integrated thinking at multiple temporal and spatial scales*. Presented at World Syst. Hist. Glob. Environ. Change Conf., Lund University, Sweden, 2003. <http://www.humecol.lu.se/woshglec/> (accessed on November 14, 2005).
- DENEVAN, W.M. The pristine myth: the landscape of the Americas in 1492. *Ann. Assoc. Am. Geogr.* 82, 1992p. p. 369–85.
- DENEVAN, W.M. *Cultivated Landscapes of Native Amazonia and the Andes*. New York: Oxford Univ. Press, 2001.
- DENEVAN, W.M. Pre-European forest cultivation in Amazonia. In: Balée & Erickson 2006a. 2006, p. 153–163.
- DICKINSON, W. R. Changing times: the Holocene legacy. *Environ. Hist.* 5, 2000. p. 483-502.
- DOOLITTLE, W. F. *Cultivated Landscapes of Native North America*. Oxford: Oxford Univ. Press, 2000.
- DOVE, M. R. The agronomy of memory and the memory of agronomy: ritual conservation of archaic cultigens in contemporary farming systems. In *Ethnoecology: Situated Knowledge/ Located Lives*, ed. V Nazarea, Tucson: Univ. Ariz. Press, 1999. p. 45–70.
- DOVE, M. R. Interdisciplinary borrowing in environmental anthropology and the critique of modern science. In *New Directions in Anthropology and Environment*, ed. CL Crumley, Walnut Creek, CA: Altamira Press, 2001. p. 90–110.
- EGAN, D.; HOWELL, E. A. *The Historical Ecology Handbook: A Restorationist's Guide to Reference Ecosystems*. Washington, DC: Island Press, 2001a.
- EGAN, D.; HOWELL, E. A. Introduction. In: Egan & Howell 2001a. 2001b. p. 1-23.
- ERICKSON, C. L. An artificial landscape-scale fishery in the Bolivian Amazon. *Nature* 408, 2000. p. 190-193.
- ERICKSON, C. L. Historical ecology and future explorations. In: *Amazonian Dark Earths: Origin, Properties, Management*, ed. J Lehmann, DC Kern, B Glaser, WIWoods. ordrecht, The Netherlands: Kluwer, 2003. p. 455-500.
- ERICKSON, C. L. Thedomesticated landscapes of the Bolivian Amazon. In: Balée & Erickson 2006a. 2006. p. 235-278.
- ERICKSON, C. L.; BALÉE, W. The historical ecology of a complex landscape in Bolivia. In: Balée & Erickson 2006a. 2006, p. 187-233.

- FAHRIG, L. Effects of habitat fragmentation in biodiversity. *Annu. Rev. Ecol. Evol. Syst.* 34, 2003. p. 487–515.
- FAIRHEAD, J.; LEACH, M. *Misreading the African Landscape: Society and Ecology in a Forest- Savanna Mosaic*. Cambridge, UK: Cambridge Univ. Press, 1996.
- FARNSWORTH, M. L.; WOLFE, L. L.; HOBBS, N. T.; BURNHAM, K. P.; WILLIAMS, E. S. et al. Human land use influences Chronic Wasting Disease in mule deer. *Ecol. Appl.* 5, 2005. p. 119-126.
- FEDICK, S. L. Indigenous agriculture in the Americas. *J. Archaeol. Res.* 3, 1995. p. 257-303.
- FEELY-HARNIK, G. *Ravenala madagascariensis*: the historical ecology of a “flagship species”. in Madagascar. *Ethnohistory* 48, 2001. p. 31-86.
- FINERMAN, R.; SACKETT, R. Using home gardens to decipher health and healing in the Andes. *Med. Anthropol. Q.* 17, 2003. p. 459-82.
- FORMAN, R. T. T.; GODRON, M. *Landscape Ecology*. New York: Wiley & Sons, 1986.
- FOSTER, D.; MOTZKIN, G.; O’KEEFE, J.; BOOSE, E.; ORWIG, D. et al. The environmental and human history of New England. In *Forests in Time: The Environmental Consequences of 1,000 Years of Change in New England*, ed. D Foster, JD Aber. New Haven, CT: Yale Univ. Press, 2004. p. 43-100.
- FRITTS, T. H.; RODDER, G. H. The role of introduced species in the degradation of island ecosystems: a case history of Guam. *Annu. Rev. Ecol. Evol. Syst.* 35, 1998. p. 149-174.
- GLACKEN, C. J. *Traces on the Rhodian Shore: Nature and Culture in Western Thought from Ancient Times to the End of the Eighteenth Century*. Los Angeles: Univ. Calif. Press, 1967.
- GÓMEZ-POMPA, A.; KRAUS, A. Taming the wilderness myth. *Bioscience* 42, 1992. p. 271-279.
- GÓMEZ-POMPA, A.; FLORES, J. S.; SOSA, V. The ‘pet-kot’: a man-made tropical forest of the Maya. *Interciencia* 12, 1987. p. 10-15.
- GÓMEZ-POMPA, A.; SALVADOR, F. J.; ALPHAT, F. M. The sacred cacao groves of the Maya. *Lat. Am. Antiq.* 1, 1990. p. 247-257.
- GROVE, A. T.; RACKHAM, O. *The Nature of Mediterranean Europe: An Ecological History*. New Haven, CT: Yale Univ. Press, 2003.
- GUNN, J. Introduction: a perspective from the humanities-science boundary. *Hum. Ecol.* 22, 1994. p. 1-22.
- HALL, M. *Earth Repair: A Transatlantic History of Environmental Restoration*. Charlottesville: Univ. of Va. Press, 2005.
- HAYASHIDA, F. M. Archaeology, ecological history, and conservation. *Annu. Rev. Anthropol.* 34, 2005. p. 43-65.
- HEADLAND, T. N. Revisionism in ecological anthropology. *Curr. Anthropol.* 38, 1997. p. 605-630
- HECKENBERGER, M. J.; KUIKURO, A.; KUIKURO, U. T.; RUSSELL, J. C.; SCHMIDT, M.; ET AL. Amazonia 1492: pristine forest or cultural parkland? *Science* 301, 2003. p. 1710-1714.

- HIERRO, J. L.; MARON, J. L.; CALLAWAY, R. A biogeographical approach to invasions: the importance of studying exotics in the introduced and native range. *J. Ecol.* 93, 2005. p. 5-15.
- HIGGS, E. *Nature by Design: People, Natural Process, and Ecological Restoration*. Cambridge, MA: MIT Press, 2003.
- HIRSCH, E.; O’HAULON, M. *The Anthropology of Landscape: Perspectives on Place and Space*. Oxford: Clarendon Press, 1995.
- HOLT, F. L. The catch-22 of conservation: indigenous peoples, biologists, and cultural change. *Hum. Ecol.* 33, 2005. p. 199-215.
- HONNAY, O.; VERHEYEN, K.; BOSSUYT, B.; HERMY, M. *Forest Biodiversity: Lessons from History for Conservation*. IUFRO Research Series, 10. Cambridge, MA: CABI, 2004.
- HUGHES, J. D. *Ecology in Ancient Civilizations*. Albuquerque: Univ. N. Mex. Press, 1975.
- HUGHES, J. D. *An Environmental History of the World: Humankind’s Changing Role in the Community of Life*. London: Routledge, 2001.
- HUSTON, M. A. *Biological Diversity: The Coexistence of Species on Changing Landscapes*. Cambridge, UK: Cambridge Univ. Press, 1994.
- INGOLD, T. The temporality of the landscape. *World Archaeol.* 25, 1993. p. 152-174.
- JANZEN, D. Gardenification of wildland nature and the human footprint. *Science* 279, 1998. p. 1312-1313.
- JELTSCH, F.; MILTON, S. J.; DEAN, W. R. J.; VAN ROOYEN, N.; MOLONEY, K. A. Modelling the impact of small-scale heterogeneities on tree-grass coexistence in semiarid savannas. *J. Ecol.* 86, 1998. p. 780-793.
- JONES, M. E. Historical ecology for conservation managers. *Conserv. Biol.* 18:281–82. Karesh WB, Cook R. 2005. The human-animal link. *Foreign Aff.* 84, 2004. p. 38-50.
- KATES, R. W.; TURNER, B. L. II.; CLARK, W. C. The great transformation. In *The Earth as Transformed by Human Action: Global and Regional Changes in the Biosphere Over the Past 300 Years*, ed. BL Turner II, p. 1–17. New York: Cambridge Univ. Press, 1990.
- KIDDER, T. R. The rat that ate Louisiana: aspects of historical ecology in the Mississippi River Delta. In: Balée 1998a. 1998. p. 141–68.
- KIDDER, T. R.; BALÉE, W. Epilogue. In: Balée 1998a. 1998. p. 405-410.
- KREIKE, E. Hidden fruits: a social ecology of fruit trees in Namibia and Angola, 1880s– 1990s. In: Beinart & McGregor 2003. 2003. p. 27–42.
- KUHN, TS. *The Structure of Scientific Revolutions*. Chicago: Univ. Chicago Press, 1970.
- LAKATOS, I. *The Methodology of Scientific Research Programmes*. Philosophical Papers, Vol.1. Cambridge, UK: Cambridge Univ. Press, 1980.
- LAKATOS, I. The methodology of scientific research programmes. (Linacre lecture #8). In MOTTERLINI, M. (ed.). *For and Against Method*. Chicago: Univ. Chicago Press. 1999 [1973], p. 96–109

- LEACH, M.; FAIRHEAD, J. Challenging neo-Malthusian deforestation analyses in West Africa's dynamic forest landscapes. *Popul. Dev. Rev.* 2, p.17–43, 2000
- LENTZ, D. L.; HADDAD, L.; CHERPELIS, S.; JOO H.J.M.; POTTER M. Long-term influences of Ancient Maya agroforestry practices on tropical forest biodiversity in Northwestern Belize. In: STEPP, J.R.; WYNDHAM, F.S.; ZARGER, R.K. (ed.). *Ethnobiology and Biocultural Diversity*, Athens: Univ. Ga. Press, 2002, p. 431–41.
- LOMOLINO, M.V. A call for a new paradigm of island biogeography. *Global Ecol. Biogeogr.*, 9:1–16, 2000.
- LUNT, I.D.; SPOONER. P.G. Using historical ecology to understand patterns of biodiversity in fragmented agricultural landscapes. *J. Biogeogr.*, 32, p.1859–73, 2005.
- MACARTHUR, R.H.; WILSON, E.O. *The Theory of Island Biogeography*. Princeton, NJ: Princeton Univ. Press.
- MANN C. 2002. 1491. *Atlantic Monthly*, 289, p.41–53, 1967.
- MARQUARDT, W.H. (ed.). *Culture and Environment in the Domain of the Calusa Institute of Archaeology and Paleoenvironmental Studies*, Monograph 1. Gainesville: Univ. Fla, 1992.
- MARQUARDT, W.H.; CRUMLEY, C.L. Theoretical issues in the analysis of spatial patterning. In *Regional Dynamics: Burgundian Landscapes in Historical Perspective*, ed. CL Crumley, WH Marquardt, San Diego: Academic, 1987, p. 1–18.
- MISTRY, J; BERARDI, A.; ANDRADE, V.; KRAHÔ, T.; KRAHÔ, P.; LEONARDOS, O. Indigenous fire management in the *cerrado* of Brazil: the case of the Krahô of Tocantins. *Hum. Ecol.*,33, p.365–86, 2005.
- MORAN, E.F. *Human Adaptability: An Introduction to Ecological Anthropology*. Boulder, CO: Westview Press. 2nd ed., 2000.
- MYERS, J.H.; BAZELY, D. *Ecology and Control of Introduced Plants*. Cambridge, UK: Cambridge Univ. Press, 2003.
- MYLLYNTAUS, T. Environment in explaining history: restoring humans as part of nature. In *Encountering the Past in Nature: Essays in Environmental History*. Athens: Ohio Univ. Press. Rev. ed., 2001, p. 141–60.
- NEVES, E.G.; PETERSEN, J.B. Political economy and pre-Columbian landscape transformations in Central Amazonia, 2006. See BALÉE & ERICKSON, 2006a, p. 279–309.
- NEWSON, L.A. A historical-ecological perspective on epidemic disease, 1998. See BALÉE, 1998a, p. 42–63.
- NORMILE, D. Pandemic influenza: global update. *Science*, 309, p.370–73, 2005.
- NYERGES, A.E (ed.). *The Ecology of Practice: Studies in Food Crop Production in Sub-Saharan West Africa*. New York: Gordon & Breach, 1997.
- OLWIG, K. Landscape: the Lowenthal legacy. *Ann. Assoc. Am. Geogr.*, 93, p.871–77, 2003.
- PARKER, E. Forest islands and Kayap'ó resource management in Amazonia: a reappraisal of the *apête*. *Am. Anthropol.*, 94, p.406–28, 1992.

- PERRY, D.A.; AMARANTHUS, M.P. Disturbance, recovery, and stability. In *Creating a Forest for the 21st Century: The Science of Ecosystem Management*, ed. KA Kohm, JF Franklin, Washington, DC: Island Press, 1997, p. 31–56.
- PETERS, R.H. *A Critique for Ecology*. Cambridge, UK: Cambridge Univ. Press, 1991.
- PETERS, C.M.; BALICK, M.J.; KAHN, F.; ANDERSON, A. Oligarchic forests of economic plants in Amazonia: utilization and conservation of an important tropical forest resource. *Conserv. Biol.*, 3, p. 341–49, 1989.
- PETERSON, D.L.; PARKER, V.T. Dimensions of scale in ecology, resource management, and society. In PETERSON, D.L.; PARKER, V.T(ed.). *Ecological Scale: Theory and Application*. New York: Columbia Univ. Press, 1998, p. 499–522.
- PETRAITIS, P.S.; LATHAM, R.E.; NIESENBAUM, R.A. The maintenance of species diversity by disturbance. *Q. Rev. Biol.* 64, p.393–418, 1989.
- PILSON, D.; PRENDEVILLE, H.R. Ecological effects of transgenic crops and the escape of transgenes into wild populations. *Annu. Rev. Ecol. Evol. Syst.*, 35, p.149–74, 2004.
- PIMM, S.L. *The Balance of Nature? Ecological Issues in the Conservation of Species and Communities*. Chicago: Univ. Chicago Press, 1991.
- PITZL, G.R. *Encyclopedia of Human Geography*. Westport, CT: Greenwood, 2004.
- POLITIS, G. Foragers of the Amazon: the last survivors or the first to succeed? In: ed. MCEWAN, C.; BARRETO, C.; NEVES, E.G. *Unknown Amazon: Culture in Nature in Ancient Brazil*. London: British Museum Press, 2001, p. 26–49.
- PORRO, R. Palms, pastures, and swidden fields: the grounded political ecology of “agro-extractive/shifting cultivator peasants” in Maranhão, Brazil. *Hum. Ecol.*, 33, p.17–56, 2005.
- POSEY, D.A. Indigenous management of tropical forest ecosystems. *Agroforestry Systems*, 3:, p.139–58, 1985.
- POSEY, D.A.; BALÉE, W. (eds). *Resource Management in Amazonia: Indigenous and Folk Strategies. Advances in Economic Botany*, Vol. 7. Bronx: New York Botanical Garden, 1989.
- PYNE, S.J. *Burning Bush: A Fire History of Australia*. New York: Henry Holt, 1991.
- PYNE, S.J. Forged in fire: history, land, and anthropogenic fire, 1998. See BALÉE 1998a, p. 64–103.
- RAFFLES, H. *In Amazonia: A Natural History*. Princeton NJ: Princeton Univ. Press, 2002
- RAPPAPORT, R.A. *Pigs for the Ancestors: Ritual in the Ecology of a New Guinea People*. Prospect. Heights, Ill: Waveland Press. 2nd ed, 2000.
- REDMAN, C.L. *Human Impact on Ancient Environments*. Tucson: Univ. Ariz. Press, 1999
- RENFREW, R.B; RIBIC, C.A.; NACK, J.L. Edge avoidance by nesting grassland birds: a futile strategy in a fragmented landscape. *Auk*, 122,p.618–36, 2005.

- RIVAL, L. *Trekking Through History: The Huaorani of Amazonian Ecuador*. New York: Columbia Univ. Press, 2002.
- RIVAL, L. Amazonian historical ecologies. *J. R. Anthropol. Inst.*, 12, p.579–94, 2006.
- ROBBINS, W.G. Landscape and environment: ecological change in the Intermontane Northwest, 1999. See BOYD, 1999a, p. 219–37.
- ROGER, J. *Buffon*. Trans. SL Bonnefoi. Ithaca, NY: Cornell Univ. Press, 1997.
- RUDEL, T.K. Paths of destruction and regeneration: globalization and forests in the tropics. *Rural Sociol.*, 67, p.622–36, 2002.
- RUSSELL, E. *People and the Land Through Time: Linking Ecology and History*. New Haven: Yale Univ. Press, 1997.
- SAUER, C.O. The agency of man on the Earth. In: THOMAS JR., W.L.; SAUER, C.O.; BATES, M.; MUMFORD, L. (Ed.). *Man's Role in Changing the Face of the Earth*. Chicago: Univ. Chicago Press., 1956, p.49-69.
- SCHMITZ, D.C.; SIMBERLOFF, D.; HOFSTETTER, R.H.; HALLER, W.; SUTTON, D. *The ecological impact of nonindigenous plants*, 1997. See Simberloff et al., 1997, p. 39–61.
- SCHULZE, C.H.; WALTERT, M.; KESSLER, P.J.A.; PITOPANG, R.; SHAHABUDDIN VEDDELER, D., et al. Biodiversity indicator groups of tropical land-use systems: comparing plants, birds, and insects. *Ecol. Appl.*, 14, p.1321–33, 2004.
- SCOONES, I. New ecology and the social sciences: what prospects for a fruitful engagement? *Annu. Rev. Anthropol.*, 28, p.479–507, 1999.
- SHEUYANGE, A.; OBA, G.; WELADJI, R.B. Effects of anthropogenic fire history on savanna vegetation in northeastern Namibia. *J. Environ. Manag.*, 75, p.189–98, 2005.
- SIMBERLOFF, D. *The biology of invasions*, 1997. See Simberloff et al., 1997, p. 3–17.
- SIMBERLOFF, D.; SCHMITZ, D.C.; BROWN, T.C. (Eds.). *Strangers in Paradise: Impact and Management of Nonindigenous Species in Florida*. Washington, DC: Island Press, 1997.
- SMITH, E.A.; WISHNIE, M. Conservation and subsistence in small-scale societies. *Annu. Rev. Anthropol.*, 29, p.493–524, 2000.
- STAHL, P.W. Holocene biodiversity: an archaeological perspective from the Americas. *Annu. Rev. Anthropol.*, 25, p.105–26, 1996.
- STAHL, P.W.. Archaeofaunal accumulation, fragmented forests, and anthropogenic landscape mosaics in the tropical lowlands of prehispanic Ecuador. *Latin Am. Antiq.*, 11, p.241–57, 2000.
- STENGERS, I. *The Invention of Modern Science*. Transl. Smith, D.W. Minneapolis: Univ. Minn. Press (From French), 2000 [1993].
- STEPP, J.R.; WYNDHAM, F.S.; ZARGER, R.K. (Eds.). *Ethnobiology and Biocultural Diversity*. Athens: Univ. Georgia Press, 2002.

- STOFFLE, R.W.; TOUPAL, R.; ZEDEÑO, N. Landscape, nature, and culture: a diachronic model of human-nature adaptation. In: SELIN, H. (Ed.). *Nature Across Cultures: Views of Nature and the Environment in Non-Western Cultures*. Dordrecht: Kluwer Academic, 2003, p.97-114.
- STORM, L.E. *Patterns and processes of indigenous burning: how to read landscape signatures of past human practices*, 2002. See STEPP et al. 2002, p. 496–508.
- SUTTON, M.Q.; ANDERSON, E.N. *Introduction to Cultural Ecology*. Walnut Creek, CA: Altamira Press, 2004.
- TOWNSEND, W. *Nyao Itõ: Caza y Pesca de los Sirionó*. La Paz, Bolivia: Instituto de Ecología, Universidad Mayor de San Andrés, 1996.
- TURNER, M.G. Landscape ecology: What is the state of the science? *Annu. Rev. Ecol. Evol. Syst.*, 36, p.319–44, 2005.
- VANSINA, J. *Paths in the Rainforests: Toward a History of Political Tradition in Equatorial Africa*. Madison: Univ. Wisc. Press, 1990.
- VAYDA, A.P.; WALTERS, B.B. Against political ecology. *Hum. Ecol.*, 27, p.167–79, 1999.
- VERHEYEN, K.; HONNAY, O.; BOSSUYT, B.; HERMY, M. *What history can teach us about present and future forest biodiversity*, 2004. See HONNAY et al., 2004, p. 1–9.
- VIEIRA, I.C.G.; CARDOSO DA SILVA, J.M.; OREN, D.C.; D'INCAO, M.A. (Eds.). *Biological and Cultural Diversity of Amazonia*. Belém, Brazil: Museu Paraense Emílio Goeldi, 2001.
- WALKER, K.J. Historical ecology of the southeastern longleaf and slash pine flatwoods: a Southwest Florida perspective. *J. Ethnobiol.*, 20, p.269–99, 2000.
- WALKER, L.R.; DEL MORAL, R. *Primary Succession and Ecosystem Rehabilitation*. Cambridge, UK: Cambridge Univ Press, 2003.
- WINTHROP, K.R. *Historical ecology: landscape of change in the Pacific Northwest*, 2001. See CRUMLEY, 2001, p. 203–22.
- WISEMAN, F.J. Agriculture and historical ecology of the Maya lowlands. In: HARRISON, P.D.; TURNER II, B.L. (Eds.). *Pre-Hispanic Maya Agriculture*. Albuquerque: Univ. N. Mex. Press, 1978, p.63-115.
- WITKOWSKI, S.R.; BROWN, C.H. Marking-reversals and cultural importance. *Language*, 59, p.569–82, 1983.
- WOLF, E.R. *Europe and the People Without History*. Los Angeles: Univ. Calif. Press, 1982.
- WOLF, E.R. Cognizing “cognized models.” *Am. Anthropol.*, 101, p.19–22, 1999.
- WOLSCHKE-BULMAHN, J. All of Germany a garden? Changing ideas of wilderness. in: MAUCH, C. (Ed.). *German garden design and landscape architecture. – Nature in German History*. New York: Berghahn Books, 2004, p.74-92.
- WORSTER, D. *The Wealth of Nature: Environmental History and the Ecological Imagination*. New York: Oxford Univ. Press, 1993.

- WORSTER, D. *Nature's Economy: A History of Ecological Ideas*. Cambridge, UK: Cambridge Univ. Press. 2nd ed., 1994.
- ZENT, E.L.; ZENT, S. Amazonian Indians as ecological disturbance agents: the Hot'i of the Sierra de Maigulaida Venezuelan Guayana. In: MAFFI, L.; CARLSON, T.J.S. (Ed.). *Ethnobotany and Conservation of Biocultural Diversity*. Bronx: New York Botanical Garden, 2004, p.79-111.
- ZIMMERER, K.S. Agricultural biodiversity and peasant rights to subsistence in the Central Andes during Inca rule. *J. Hist. Geogr.*, 19, p.15–32, 1993.
- ZIMMERER, K.S. The reworking of conservation geographies: nonequilibrium landscapes and nature-society hybrids. *Ann. Assoc. Am. Geogr.*, 90, p.356–69, 2000.

Recebido em: 30/11/2017

Submitted in: 30/11/2017

Aprovado em: 04/12/2017

Aproved in: 04/12/2017:

Publicado em:06/12/2017

Published in: 06/12/2017
