Universidade de São Paulo

Escola Superior de Agricultura "Luiz de Queiroz"

Efeitos do pisoteio experimental sobre a vegetação de dunas do Parque Estadual da Serra do Mar, Picinguaba, Ubatuba, SP

Daniela Custódio Talora

Tese apresentada para obtenção de titulo de Doutor em Recursos Florestais, com opção em Conservação de Ecossistemas Florestais

Piracicaba
2007

Daniela Custódio Talora
Bióloga

Efeitos do pisoteio experimental sobre a vegetação de dunas do Parque Estadual da Serra do Mar, Picinguaba, Ubatuba, SP

Orientadora:
Prof.ª Dr.ª TERESA CRISTINA MAGRO

Tese apresentada para obtenção de titulo de Doutor em Recursos Florestais, com opção em Conservação de Ecossistemas Florestais

Piracicaba
2007

Dados Internacionais de Catalogação na Publicação (CIP)
DIVISÃO DE BIBLIOTECA E DOCUMENTAÇÃO - ESALQ/USP

Talora, Daniela Custódio
Efeitos do pisoteio experimental sobre a vegetação de dunas do Parque da Serra do Mar, Picinguaba, Ubatuba, SP / Daniela Custódio Talora. - - Piracicaba, 2007.
133 p. : il.

Tese (Doutorado) - - Escola Superior de Agricultura Luiz de Queiroz, 2007.
Bibliografia.

1. Dunas 2. Ecologia vegetal 3. Impactos ambientais 4. Parques estaduais 5. Picinguaba (SP) 6. Proteção ambiental I. Título

CDD 581.5

"Permitida a cópia total ou parcial deste documento, desde que citada a fonte – O autor"

À minha mãe, por tudo, sempre...

À memória do meu querido pai...

Aos meus irmãos, agregados e sobrinhos...

(com vocês tenho aprendido o que significa o amor!)

Amor de Indio

(Beto Guedes - Ronaldo Bastos)

Tudo que move é sagrado
E remove as montanhas
Com todo cuidado, meu amor
Enquanto a chama arder
Todo dia te ver passar
Tudo viver a teu lado
Com o arco da promessa
Do azul pintado pra durar
Abelha fazendo mel
Vale o tempo que não voou
A estrela caiu do céu
O pedido que se pensou
O destino que se cumpriu
De sentir seu calor e ser todo
Todo dia é de viver
Para ser o que for e ser tudo

Sim, todo amor é sagrado
E o fruto do trabalho
É mais que sagrado, meu amor
A massa que faz o pão
Vale a luz do teu suor
Lembra que o sono é sagrado
E alimenta de horizontes
O tempo acordado de viver
No inverno te proteger
No verão sair pra pescar
No outono te conhecer
Primavera poder gostar
No estio me derreter
Pra na chuva dançar e andar junto
O destino que se cumpriu
De sentir seu calor e ser tudo...

AGRADECIMENTOS

Gostaria de agradecer a todos que de uma forma ou de outra colaboraram para que esse trabalho fosse realizado, em especial:

à Professora Teresa Cristina Magro pela orientação e apoio ao longo do trabalho, e por me acolher em tantos momentos conturbados nesses quatro anos...

à Professora Maria Inez Pagani pelas preciosas contribuições e pela inspiração desde o período de minha graduação;

aos demais membros da banca de qualificação, Professor Ricardo Rodrigues e Professora Eliana C. Leite, pelas ótimas sugestões;

aos meus queridos amigos que o presente trabalho permitiu reencontrar, Mayr Lugero e Eliane Penna Firme, pelo apoio logístico sem o qual esse trabalho seria inviável, pelo ombro amigo e amizade, sempre;

à minha mãe maravilhosa, que me apóia sempre em tudo, pela revisão do texto final e correções no português;

às minha queridas estagiárias pelo apoio no campo e pelas ajuda nos momentos finais, especialmente à Sara e à Marina que acompanharam tão de perto essa correria... sempre sorrindo, sempre presentes, sempre ajudando...minha flores!!!!

à amiga Camila Patreze pelas sugestões na elaboração do trabalho, desde a qualificação até a reta final, e, especialmente, pelo auxílio na confecção dos gráficos;

à bióloga Eliane Cristina Romera, minha querida amiga Nane, pelas sugestões e na implantação desse projeto de pesquisa e por continuar sendo parte da minha vida;

à Ana Cristina Schilling pelas conversas sobre trabalho, sobre a vida, sobre estatísitca, sobre cachorros, (...);

à amiga Carolina Delfini Feliciano pela identificação do material botânico;

à minha querida amiga Sílvia Kataoka pela ajuda com o formato final da tese e por tantas outras coisas que não saberia mencionar;

Ao Jefferson Polizel pelos socorros nas mais diversas e desesperadas horas;

às amigas Ana Schilling, Denise e Aninha pelo precioso auxílio com a estatística;

aos amigos, alunos e familiares que me auxiliaram na coleta de dados de campo (espero não esquecer de ninguém!): Heloise, Sara, Marina, Adriana, Joyce Sanches,

Joyce Tati, Carol, Fabi, Bob, Camila, Silas, Ancião, Engraça, Village, Dani Cuti, Aninha, Salete, Camila Patreze, Mirela, Erico e minha mãe Sônia;

aos funcionários do Parque Estadual da Serra do Mar, Núcleo Pincinguaba, pelas informações e apoio logístico durante os trabalhos de campo;

à equipe do LARGEA e agregados Déia (uhu!!), Gabi, Márcia, Moro, Roberto, Flávio, Dodô, Cobrão, por tantos momentos importantes e felizes nesse tempo todo, e, em especial, à querida Elza, pelo carinho de mãe;

aos meus amigos e companheiros de curso, pelas palavras de motivação, conselhos e apoio ao longo desses anos, em especial ao “Clube da Pamonha” e aos “Teresetes” Douglas, Jesus, Oka, Gisele, Fabíola;

às amigas e colegas de trabalho, Teresa, Renatinha e Calu, que tornaram essa estada na ESALQ mais agradável e suave;

aos meus companheiros e amigos de república, Melissa, Bruno, Rose, Joyce, Alexandre, Renata e João Paulo por todos os momentos vividos e pela compreensão;

às amigas Ana, Camila, Carla, Carol, Ciça, Cláudia, Denise, Fabi, Gisele, Juliana, Liloka, Lucia, Lili e Silvia pelo apoio sempre, pelo ombro, por estarem sempre presentes e serem quem realmente são, pelos café regados de confidências e filosofias... pelas cervejas no fim de tarde... amo muito todas vocês;

aos amigos esalquianos, Véio, Flavião, Tonhão, Fininho, Sandal, Marconi, Gustavinho, entre outros, pelos ótimos momentos e pelos forrós inesquecíveis;

aos amigos eternos Lizandra, Luciana, Afrânio, Priscila, Leandro, Paulo (PB), Potira, Cagaio, Li, Makia, Nane, pelo apoio mesmo que à distância;

aos amigos da “Água Viva” pelos ótimos momentos, por me mostrarem o mundo embaixo da água, especialmente ao Fernando, que se tornou um irmão, e ao Gigi pelo apoio, pelo ombro, e também pelas duras nas horas certas;

aos professores e funcionários do Departamento de Ciências Florestais pelo acolhimento nesses três anos de trabalho;

à família Neves, fonte de carinho e inspiração na minha vida;

ao apoio recebido pelas CPG e CCInt da USP que possibilitaram minha ida ao MMV-3 na Suíça, que foi imprescindível para o amadurecimento desse trabalho

Muito obrigada!!!

SUMÁRIO

RESUMO..... 9

ABSTRACT..... 10

1 INTRODUCAO..... 11

2 DESENVOLVIMENTO..... 15

2.1 Revisão Bibliográfica..... 15

2.1.1 Efeitos do Uso Recreativo em Áreas Naturais..... 15

2.1.2 O desenvolvimento dos estudos do impacto do pisoteio..... 16

2.1.3 Efeitos do uso público sobre a vegetação: como o pisoteio causa alterações nas comunidades vegetais..... 19

2.1.4 Comportamento da vegetação em relação ao pisoteio: o que confere a resistência e a resiliência..... 22

2.1.5 Estudos de impacto do pisoteio desenvolvidos em vegetação de dunas..... 25

2.1.6 Estudos da vegetação de dunas no Brasil associados à dinâmica das espécies..... 29

2.2 Objetivos..... 31

2.3 Hipóteses de trabalho..... 32

2.4 Caracterização da área de estudo..... 33

2.4.1 Localização geográfica e características gerais..... 33

2.4.2 O Clima da região..... 35

2.4.3 A vegetação das dunas 36

2.5 Metodologia..... 38

2.5.1 Implantação do experimento..... 38

2.5.2 Análise dos resultados..... 43

2.6 Resultados..... 45

2.6.1 Parcelas de verão 45

2.6.1.1 Cobertura Relativa da vegetação..... 45

2.6.1.2 Altura Relativa da vegetação 49

2. 6.2 Parcelas de inverno..... 52

2.6.2.1 Cobertura Relativa da vegetação..... 52

2.6.2.2 Altura Relativa da vegetação 56

2.6.3 Resistência, Resiliência e Tolerância 59

2.6.4 Análise das espécies..... 60

2.6.4.1 *Panicum racemosum*..... 72

2.6.4.2 *Hydrocotyle bonariensis*..... 77

2.6.4.3 *Blutaparon portulacoides*..... 83

2.7 Discussão..... 89

2.7.1 Cobertura e Altura Relativa da vegetação..... 89

2.7.2 Alterações na riqueza de espécies..... 97

2.7.4 Análise das espécies mais freqüentes na área de estudo..... 102

2.7.4.1 *Panicum racemosum* 103

2.7.4.2 *Hydrocotyle bonariensis*..... 105

2.7.4.3 *Blutaparon portulacoides*..... 108

2.7.5 Efeitos da sazonalidade..... 110

2.7.6 Efeitos do pisoteio crônico..... 112

2.7.7 Intensidade de pisoteio e impactos na vegetação..... 114

2.7.8 Contribuições para o manejo..... 116

3 CONCLUSÕES..... 121

REFERÊNCIAS 125

RESUMO

Efeitos do pisoteio experimental sobre a vegetação de dunas do Parque Estadual da Serra do Mar, Picinguaba, Ubatuba, SP

Foi realizado um trabalho de pisoteio experimental na vegetação de dunas do Parque Estadual da Serra do Mar, Núcleo Picinguaba, Ubatuba, SP. Dez parcelas permanentes foram instaladas, cinco no verão e cinco no inverno, subdivididas em 6 tratamentos, que receberam pisoteio controlado nas intensidades de 25, 75, 200, 500 e 1000 passadas, além do controle (sem pisoteio). O procedimento foi repetido em dois anos consecutivos. A cobertura e a altura relativa da comunidade e a cobertura das principais espécies da área foram avaliadas periodicamente ao longo de cada ano. As diferenças entre os tratamentos foram analisadas através do Teste de Friedman. A comunidade apresentou redução na cobertura e na altura da vegetação, mas sua recuperação ocorreu rapidamente. Os efeitos do pisoteio variaram com a estação do ano e com o número de ciclo do impacto, sendo mais evidentes no inverno e no segundo ano independente da estação. A altura decaiu mais rapidamente que a cobertura e demorou mais tempo para se recuperar. Não houve diferenças significativas entre o controle e os tratamentos de menor intensidade (25 e 75 passadas) nem entre os de média e grande intensidade (200, 500 e 1000 passadas), indicando que o uso da capacidade de carga recreativa não é um bom parâmetro para a área estudada. Analisando os dados obtidos pode-se afirmar que a comunidade estudada apresenta alta resistência e resiliência aos efeitos do pisoteio. O número de espécies aumentou com os anos do experimento, mas a maioria delas tem características de plantas invasoras. Três meses após o impacto as espécies apresentavam cobertura semelhante à observada antes do pisoteio. Os dados indicam que as espécies apresentam diferentes padrões de resistência e de resiliência. A Poaceae *Panicum racemosum* foi a espécie mais resistente ao impacto, e foi classificada como indiferente ao pisoteio; *Hidrocotyle bonariensis* foi a mais sensível, mas se recuperou rápido e superou os valores iniciais, sendo identificada como favorecida pelo pisoteio. *Blutaparon portulacoides* apresentou resistência e resiliência intermediárias, mas foi, aos poucos, eliminada da área pelas outras espécies, sendo classificada como desfavorecida pelo pisoteio. Considerando os resultados obtidos, uma forma eficiente de manejo da área é a concentração do uso, direcionando a visitação nas áreas de ocorrência da espécie mais resistente, evitando o lado esquerdo da praia cuja vegetação permanece mais estruturada. Recomenda-se o monitoramento periódico da área para evitar alterações drásticas na estrutura e na composição da vegetação.

Palavras-chave: Impactos do pisoteio na vegetação; Ecologia da recreação; Áreas protegidas; Dunas costeiras, Picinguaba, Parque Estadual da Serra do Mar

ABSTRACT

Experimental trampling effects on sand dune vegetation at Serra do Mar State Park, Picinguaba, Ubatuba, SP

Experimental trampling was conducted in a coastal sand-dune community located at “Serra do Mar State Park” in Southeastern, Brazil. It was used 10 permanent plots, five trampled in summer and other five in winter. The trampling intensities were 25, 75, 200, 500 and 1000 passes besides a control area (without trampling) in each plot. The procedures were repeated in two years. Response to trampling was assessed by determining species composition, vegetation cover and height evaluation in six evaluations during each year. The differences between trampling intensities were accessed with Friedman Test. Although there was loss of vegetation cover and height the study area was recovered in a few months. There were on trampling effects between season and years of impact. Effects were more noticeable for winter plots and for the second year of trampling. Reductions in height occurred with less impact and it took longer to recover. Neither 200, 500 and 1000 pass interference showed statistical differences between them, nor the control and 25 or 75 pass interference did. This suggests that the Recreation Carrying Capacity is not a good parameter to control visitors’ impact in the area. The data analyses showed that the community has good resistance and resilience. The species number increased during the study, but most of the plant species were intruders. After three months, species cover was round the same as before trampling. The species showed different patterns of resistance and resilience, *Panicum racemosum* was the most resistant species. It was classified as neutral to trampling impacts. *Hidrocotyle bonariensis*, classified as favored, was the most sensible one, but it was recovered very fast, reaching higher cover values. *Blutaparon portulacoides* was classified as injured because although it had an intermediate behavior on resistance, it was almost eliminated from the plots as other species showed up, A management option that comes form this work is to concentrate public use on areas where the most resistant specie occur, avoiding the beach left side where vegetation is more preserved. It is important to monitor vegetation periodically to avoid drastic changes on vegetation structure or composition.

Keywords: Trampling impacts on vegetation, Recreation ecology, Protected areas, Coastal sand dunes, Picinguaba, Serra do Mar State Park

1 INTRODUÇÃO

“Qualquer idéia que te agrade,
Por isso mesmo... é tua.
O autor nada mais fez que vestir a verdade
Que dentro em ti se achava inteiramente nua...”

Mário Quintana

O crescimento das atividades turísticas no mundo todo vem gerando uma pressão crescente nos ambientes naturais. Essas áreas recebem um número cada vez maior de visitantes e a mídia se ocupa em colocar imagens paradisíacas que nos remetem a sentimentos de isolamento, em áreas remotas e intocadas. A busca por áreas com essas características leva a regiões mais preservadas, muitas vezes localizadas em áreas protegidas. O aumento da visitação a essas áreas gera, por sua vez, alterações no ambiente, as quais podem levar à perda dos valores naturais das mesmas.

Na década de 70, Burden e Randerson (1972) já destacavam que a demanda crescente para a recreação ao ar livre trazia a necessidade de estudos dos impactos desse uso em ambientes seminaturais. Os autores já afirmavam que ações de manejo específicas deveriam ser tomadas para que as características de tais áreas não fossem deterioradas quando sujeitas a impactos, como, por exemplo, pisoteio intenso ou prolongado. Os autores concluem, como conseqüência dessa falta de estudos sobre os efeitos da pressão recreativa, que as propostas de manejo estavam sendo baseadas em avaliações subjetivas das condições das áreas intensivamente usadas.

Segundo Hammitt e Cole (1998), o aumento do uso recreativo em áreas naturais nas últimas décadas vem gerando perturbações na área visitada. Essa perturbação é chamada de impacto, que pode ser uma mudança de caráter positivo ou negativo devido à neutralidade desse termo. De acordo com esses autores, nos estudos de recreação em áreas naturais, entretanto, um juízo de valor foi agregado ao termo impacto, denotando mudanças indesejáveis nas condições ambientais. Assim, no presente trabalho, o termo impacto será utilizado para se referir às alterações negativas advindas do uso da área.

Para Cole (2004), grandes entraves para se conseguir realizar um manejo eficiente das áreas naturais, de modo a garantir que o uso público não provoque alterações irreversíveis no ambiente, são o conhecimento e a informação insuficientes. Os cientistas vêm se juntando aos administradores dessas áreas para enfrentar tal barreira. Dependendo do ponto de vista, os progressos neste campo de estudo podem ser considerados substanciais ou desapontadores.

Os estudos que visam a detectar o impacto negativo das atividades turísticas em áreas naturais são também importantes por indicarem o momento em que deve ser feita uma intervenção de manejo, antes das condições locais passarem por alterações de difícil recuperação. Burden e Randerson (1972) indicaram ainda que as técnicas de manejo eram aplicadas depois que os sinais de deterioração se tornavam óbvios, com o ambiente muito danificado e a recuperação muito mais difícil. Políticas mais efetivas de manejo podem ser baseadas em predições, as quais dependem de estudos sobre os impactos negativos da atividade turística, de forma a prevenir a deterioração da área.

O percurso do turismo tradicional deixou evidências claras de seu poder transformador do ambiente natural e dos valores culturais. Os trabalhos realizados na área de ecoturismo e conservação reforçam essa tendência e criam uma abordagem direcionada à cautela na expansão do uso, principalmente, de áreas protegidas, quando os efeitos sobre o ambiente não são conhecidos.

A pressão crescente gerada pela demanda turística nas Unidades de Conservação (UCs) em nosso país tem preocupado pesquisadores e gestores, mas são poucos os estudos que procuram definir quais são as características que devem ser mantidas ou o nível de mudança aceitável, para termos um ambiente primitivo e saudável.

Estudos básicos sobre o impacto do uso recreativo em áreas naturais no Brasil se iniciaram somente nos últimos anos. Assim, são poucas as publicações nacionais disponíveis que tratam desse assunto, não havendo ainda informações científicas suficientes sobre quais são os efeitos dos principais impactos sobre as formações vegetais brasileiras, nem sobre a magnitude e significância ecológica dos mesmos.

A falta de informações sobre o assunto, aliada à escassa divulgação dos trabalhos técnicos e científicos de maneira acessível para os responsáveis pelo manejo das UCs, dificulta as ações de monitoramento e manejo dos recursos naturais, ameaçando ecossistemas frágeis e levando administradores a atitudes drásticas, como o fechamento de áreas protegidas à visitação pública. Barros (2003) e Magro (2003) consideram que as questões de restrição e proibição do uso como estratégias de manejo apresentam pequeno efeito educacional e refletem a baixa capacidade de manejo da área protegida.

Esses trabalhos reforçam a necessidade de um melhor entendimento dos impactos do uso público nas UCs brasileiras de forma a tomarmos atitudes mais adequadas de manejo, que não excluam o visitante da área, mas que compatibilizem sua visita com a conservação, provocando nele o entendimento da importância de existirem áreas públicas destinadas à conservação dos recursos naturais.

Outro aspecto a se considerar quanto aos estudos desenvolvidos no país, relacionados aos impactos do uso público, é a permanência do conceito de Capacidade de Carga como a forma de manejo mais popular. Esse conceito se apóia na premissa de que existe um número de visitantes, que pode ser calculado, matematicamente, e que vai garantir a persistência da integridade do ambiente, mantendo a visão de que se trata de uma ferramenta útil para o manejo do uso público em áreas naturais, cuja concepção é a de que o número de visitantes que uma área recebe é o principal responsável pela quantidade de impacto observado (MAGRO, 1999). Para a autora, é por isso que o cálculo da Capacidade de Carga Recreativa (CCR) proposto por Cifuentes (1992) continua sendo utilizado no Brasil, como podemos perceber pelos trabalhos de Raimundo e Vilani (2000), Tamborin e Magro (2000), Roncero-Siles e Bittencourt (2002).

Segundo Magro (1999), o uso da CCR ainda é amplamente utilizado no Brasil, apesar do desencantamento com o conceito de capacidade de carga manifestado por especialistas de vários países que trabalham com pesquisas relacionadas ao manejo do uso público em áreas naturais. Os estudos desenvolvidos em áreas protegidas nos EUA indicam que a quantidade de impacto não apresenta uma relação linear com a

intensidade de uso, sendo que as maiores alterações são observadas com níveis muito baixos de uso (COLE, 1983; COLE, 1985; HAMMITT; COLE, 1998).

Na verdade, a Capacidade de Carga Recreativa ainda é utilizada no país porque não temos obtido resultados concretos, advindos de pesquisas experimentais que nos forneçam respostas claras do relacionamento do uso público e seus efeitos sobre os recursos naturais. Esta pesquisa foi realizada com o objetivo de analisar a resposta da vegetação a diferentes graus de pisoteio. Os resultados representarão subsídios para tomada de decisões mais acertadas quanto ao manejo da visitação, levando-se em conta os efeitos do uso sobre a vegetação em áreas de dunas.

2 DESENVOLVIMENTO

2.1 Revisão Bibliográfica

2.1.1 Efeitos do Uso Recreativo em Áreas Naturais

Nas Unidades de Conservação, o uso deve estar sempre atrelado à conservação dos recursos, quer sejam eles naturais, culturais ou arqueológicos, que motivaram sua criação. Para encontrar um balanço ótimo entre essas metas que a princípio parecem concorrentes, os administradores necessitam de melhores informações sobre os impactos recreativos no ambiente. Tal necessidade levou ao desenvolvimento da Ciência de Ecologia da Recreação (LIDDLE, 1991; COLE, 1987 b).

Leung e Marion (2000) afirmam que os impactos negativos em áreas naturais são uma conseqüência inevitável da recreação. Para os autores, mesmo os mais conscientes visitantes deixam marcas e perturbam a vida selvagem sem intenções reais de fazê-lo. Mesmo sabendo da inerência do impacto do uso público em áreas naturais protegidas, não se pode nem se deseja barrar todas as oportunidades de uso recreativo. O desafio para o gerenciamento é manter os impactos sobre os recursos naturais dentro de um limite aceitável de mudança das condições naturais (COLE, 1993; McEWEN et al., 1996; HAMMITT; COLE, 1998).

Esse tipo de gerenciamento em áreas protegidas vem se tornando urgente, pois, como afirma Belnap (1998), o aumento no uso recreativo em todo o mundo está resultando em uma inaceitável deterioração das condições dos recursos naturais nesses locais.

O estudo dos impactos do uso recreativo vem, portanto, fornecer dados necessários à administração das áreas naturais protegidas para possibilitar um manejo adequado do uso público, sem oferecer riscos às referidas áreas. Hammitt e Cole (1998) afirmam que, tendo conhecimento de como os impactos se relacionam com a quantidade e o tipo de uso, bem como com as condições ambientais, o administrador pode manipular tais variáveis de modo que os impactos sejam minimizados. O manejo, tanto dos usuários como dos recursos, é necessário para evitar danos excessivos ao ambiente. Segundo os autores, para se lidar efetivamente com o problema das perturbações ao meio, oriundas da recreação em áreas naturais, os administradores

precisam entender os efeitos do uso com detalhes suficientes para determinar o grau e o tipo de mudança que está ocorrendo, e ainda se tais mudanças são aceitáveis.

Apesar das alterações causadas pelo homem nas áreas naturais protegidas serem indesejáveis, algumas são mais preocupantes do que outras por trazerem efeitos mais danosos ou de mais difícil recuperação. Diante desse fato, Cole e Landres (1996) afirmam que, além de detectar os impactos, é necessário determinar sua significância ecológica, em função de características, como a extensão da área atingida, a duração e a intensidade do impacto.

Segundo Leung e Marion (2000), embora a comunidade científica esteja sendo atraída para os estudos dos impactos da recreação e seu manejo, esse grupo ainda é pequeno, em comparação com a extensão dos problemas gerados pelo aumento da visitação nas áreas naturais. Cole e Landres (1996) já argumentavam sobre a necessidade de se obter informações em maior número e de melhor qualidade que se relacionassem com as ameaças às áreas protegidas.

2.1.2 O desenvolvimento dos estudos do impacto do pisoteio

Estudos referentes ao efeito do pisoteio sobre a vegetação e o solo tiveram seu início em áreas naturais de uso turístico da Inglaterra, com o trabalho de Bates (1935). Nesse estudo, pioneiro no Reino Unido, o autor descreveu o gradiente de vegetação perpendicular a trilhas, desde o solo nu em seu leito, passando pela vegetação reduzida pelo pisoteio na área de influência da trilha, até a vegetação natural, não impactada. O estudo já indicava que existia uma relação entre quantidade de uso e perda de cobertura vegetal, bem como redução na diversidade de espécies. O autor sugere, ainda, que ocorrem alterações na composição das espécies porque as mais frágeis são eliminadas, restando as mais resistentes.

Assim como o trabalho acima citado, os primeiros estudos de ecologia da recreação desenvolvidos na Europa enfocaram os efeitos do pisoteio, especialmente em trilhas, enquanto nos Estados Unidos os trabalhos eram mais descritivos, mostrando as condições, tanto primárias como alteradas, em que se encontravam as áreas naturais recreativas (COLE, 1985). Tais estudos iniciais foram importantes à medida

que auxiliaram na implantação de monitoramento das condições do ambiente ao longo do tempo.

Cole (1985) comenta que no início da década 70 vários países começaram a se envolver na pesquisa em Ecologia da Recreação. Segundo o autor, nesse período foram produzidos trabalhos na Finlândia, Holanda, Polônia, Suécia, Austrália e Canadá. Entretanto, como destaca o mesmo autor, embora a Ecologia de Recreação tenha se expandido como um todo, havia falta de continuidade nos trabalhos. Ainda predominavam os estudos de curto período, um de cada tipo, que não se relacionavam uns com os outros, e que não permitiam fazer generalizações e comparações. Tais estudos pouco avançaram a teoria ou a metodologia no sentido de aprofundar o entendimento desses impactos. Essa falta de coesão e de continuidade dos estudos preocupava alguns pesquisadores da época, pois a pressão do uso recreativo sobre as áreas naturais se ampliava a cada ano.

Assim, foram os estudos que se desenvolveram no início da década de 70, alguns dos primeiros que avaliaram o pisoteio de turistas em áreas protegidas. Nesses estudos iniciais, eram descritos os efeitos mais rapidamente observáveis, particularmente redução na cobertura vegetal e altura, bem como alterações na abundância relativa das espécies (COLE; MONZ, 2002). Mesmo apresentando natureza quantitativa, apenas os impactos mais óbvios eram avaliados, e geralmente as medições e análises não eram muito sofisticadas. Esse tipo de abordagem pode ser observado nos trabalhos realizados por Bayfield (1971) e Burden e Randerson (1972).

Mais para o final da década de 70, os trabalhos de impacto do pisoteio introduziram mais rigor e quantificação à Ecologia de Recreação, com a elaboração de técnicas, desenhos experimentais e o uso da estatística multivariada (COLE, 1985). Dois trabalhos clássicos desenvolvidos nessa época, realizados por Liddle e Greig-Smith (1975a; 1975b), seguiram essa direção. Os autores estudaram os efeitos do pisoteio sobre os solos (1975a) e sobre a vegetação (1975b) de dunas no País de Gales. Fizeram uso de pisoteio experimentalmente controlado, tornando factível construir modelos matemáticos relacionando quantidade de pisoteio com os efeitos decorrentes.

Alguns problemas ainda existiam para que se pudesse fazer uma maior generalização dos resultados obtidos e para poder utilizá-los no manejo das áreas protegidas. Muitos dos estudos realizados nessa época fizeram avaliações em áreas já muito utilizadas e impactadas, indicando os efeitos do uso ao longo do tempo sem conseguir precisar que quantidade de uso seria compatível com a conservação da área. Além disso, tais estudos comparavam essas áreas já impactadas com outras próximas, que não haviam recebido impacto. Isso dificultava a comparação de resultados, pela falta de padronização na coleta dos mesmos, e também por assumirem a premissa de que as áreas já alteradas eram, no início, semelhantes às não modificadas pelo impacto, usadas como controle (COLE, 1985).

Esses problemas encontrados nos experimentos desenvolvidos até o início dos anos 80 levaram ao desenvolvimento de metodologias mais precisas, com melhor delineamento experimental e intensidade de uso previamente conhecida. Tais estudos, especialmente os desenvolvidos no sistema de parques americanos, têm como proposta relacionar a quantidade de uso com o efeito que ela gera sobre a vegetação. Para tanto, foram conduzidos trabalhos experimentais nos quais as quantidades de pisoteio eram pré-fixadas, e os efeitos das quantidades variáveis de pisoteio sobre a vegetação eram analisados (COLE, 1982, 1988; BELNAP, 1988; COLE; BAYFIELD, 1993; COLE, 1995a, 1995b; COLE; MONZ, 2002). Nessa linha, um estudo particularmente importante foi o de Cole e Bayfield (1993), que visava a padronizar ao máximo os estudos de pisoteio experimental, quanto à forma de implantação do experimento, intensidade do impacto aplicado, além da coleta, sistematização e análise de dados.

Cole e Monz (2002) afirmam que os estudos de pisoteio delineados na forma descrita acima têm contribuído tanto para o conhecimento geral da ecologia de perturbação como para o manejo mais efetivo da recreação. Estudos particularmente úteis, conceitualmente, são os experimentos de pisoteio controlado. Segundo os autores, esses trabalhos isolam o efeito do pisoteio de variáveis, como as que geram alterações naturais na comunidade, que podem levar a interpretações equivocadas, tornando, assim, possível: (1) descrever a relação entre a intensidade de pisoteio e a

resposta da vegetação; (2) avaliar a vulnerabilidade relativa de diferentes espécies de plantas e comunidades.

Dessa forma, os estudos de pisoteio experimental têm a vantagem de tornar mais simples e precisas as medições de uso, e tornam mais fácil eliminar as variáveis dos parâmetros que não estão em estudo (COLE, 1985). Faz-se necessário tomar medidas antes e depois de cada tratamento, e as mudanças devem ser acompanhadas em tratamentos controle. Mesmo assim, a variabilidade ambiental da área introduzirá algum erro nas estimativas porque os efeitos da quantidade de uso também são influenciados pelas diferenças na tolerância, resistência e resiliência das espécies.

Cole (2004) afirma que pesquisas substanciais têm sido conduzidas sobre impactos biofísicos do pisoteio. Os avanços recentes nos estudos têm melhorado o nosso entendimento de impactos observados menos prontamente, como as reduções na diversidade funcional e microbiana das populações (ZABINSKI; GANNON, 1997). Para melhorar o entendimento dos efeitos do uso recreativo sobre as espécies, pesquisas vêm sendo desenvolvidas enfocando também as alterações morfológicas e anatômicas ocorridas nas plantas pela pressão do pisoteio (GORYSHINA,1983;LIDDLE, 1988; ALESSA; EARNHART , 2000).

2.1.3 Efeitos do uso público sobre a vegetação: como o pisoteio causa alterações nas comunidades vegetais

Alguns dos resultados da pressão recreativa são os danos do pisoteio sobre a vegetação e os efeitos ecológicos desse tipo de impacto, os quais têm atraído muita atenção nos últimos anos (BOWLES; MAUN, 1982).

Assim, vários trabalhos realizados nos EUA, Austrália e Reino Unido relatam os danos causados pelo uso recreativo sobre a vegetação em áreas naturais. Dentre esses estudos, os que mais se destacam abordam os impactos do pisoteio sobre a cobertura vegetal e os solos, pois o simples fato de se andar numa área natural gera alterações nas condições naturais. Hammitt e Cole (1998) destacam que o pisoteio, além de afetar de maneira direta a vegetação, também causa impactos indiretos, através das alterações no solo. Os impactos diretos do pisoteio sobre a vegetação são geralmente mais óbvios do que no solo (COLE, 1993). O autor comenta que locais que

recebem uso intenso freqüentemente se tornam cruzados por trilhas informais, o que pode levar grandes áreas a ficarem completamente desprovidas de vegetação, uma vez que o pisoteio pode esmagar, danificar, retirar e erradicar a vegetação. Segundo Liddle (1988), a perda de biomassa correspondente ao pisoteio responde de maneira muito semelhante à perda de cobertura, com um declínio inicial bem definido, seguido de uma remoção mais lenta do material mais resistente.

As plantas em locais pisoteados podem, ainda, ter altura, comprimento do caule, área foliar, produção de sementes e flores reduzidas, além da diminuição nas reservas de carboidratos (COLE, 1993; HAMMITT; COLE, 1998). Segundo Cole (1993) e Belnap (1998), essas mudanças, em conjunto, levam à redução no vigor e na capacidade reprodutiva, e, conseqüentemente, a vegetação em áreas pisoteadas geralmente tem menor biomassa, cobertura mais esparsa e composição de espécies diferentes do que em locais não perturbados, podendo, em alguns casos, ocorrer a morte da planta (LIDDLE, 1975 a).

Liddle (1988) comenta que existe um declínio preciso inicial na cobertura à medida que as plantas mais vulneráveis são eliminadas e então uma redução mais lenta daqueles indivíduos mais resistentes que permanecem até certo ponto em que nenhuma vegetação sobrevive.

As alterações na composição da comunidade ocorrem porque as espécies com maior poder de resistência são selecionadas positivamente, enquanto as mais sensíveis desaparecem da área, causando diminuição da biodiversidade e alterações na composição das comunidades (LIDDLE, 1991; COLE, 1993; MARION; COLE, 1996; HAMMITT; COLE, 1998). Sob moderado efeito do pisoteio, algumas espécies têm a abundância aumentada e outras se reproduzem profusamente, em contraste com a maioria das espécies que têm pouca habilidade de tolerar o pisoteio (COLE; MONZ, 2002). Para Cole (1985), o aumento na abundância das espécies mais resistentes parece ser um reflexo da redução da competição ou de mudanças de micro-habitat, muito mais do que uma resposta positiva da espécie ao pisoteio. As mudanças microclimáticas na área afetada pelo pisoteio, como aumento de luz e temperatura, costumam favorecer um grupo de plantas em detrimento de outras (COLE, 1993).

Outros problemas resultantes do impacto do pisoteio seriam a exclusão de espécies raras (COLE; MONZ, 2002) e o surgimento de espécies invasoras que venham a alterar a dinâmica populacional da vegetação em grandes áreas (LEUNG; MARION, 2000). Segundo Liddle (1988), vários trabalhos indicam aumento no número de espécies invasoras e ruderais em áreas perturbadas pelo uso recreativo, sendo que a criação de um índice que quantifique essa ocorrência se torna importante em trabalhos de impactos do pisoteio.

Por outro lado, o impacto do pisoteio sobre as plantas confere a elas grandes variações morfológicas. Liddle (1988) afirma que o pisoteio altera grandemente a morfologia de plantas, reduzindo espessura, tamanho e número de folhas e peso seco das partes aéreas. Quanto às alterações anatômicas causadas pelo pisoteio, poucos estudos foram desenvolvidos. O trabalho de Goryshina (1983) é um dos raros que apresenta esse enfoque. O autor indica que as reduções que ocorrem na área foliar das espécies pisoteadas são mais decorrentes da inibição da divisão celular do que de problemas no crescimento celular. Um trabalho já mais recente que enfoca essas alterações é o de Alessa e Earnhart (2000). Estudando populações de plantas em locais sob efeito do pisoteio, os autores afirmam que estas, em solos compactados, podem ser menos capazes de utilizar os nutrientes disponíveis porque o crescimento de raízes laterais e pêlos radiculares é menor e porque as correntes citoplasmáticas dentro dos pêlos radiculares são reduzidas.

Dentre os impactos indiretos do pisoteio, relacionados com alterações no solo, destacam-se a erosão, a remoção do húmus e a compactação do solo, que prejudicam o crescimento das raízes, a germinação de sementes e o estabelecimento das plântulas, afetando a dinâmica das populações da área, além da exposição progressiva das raízes, causada pela erosão dos solos (COLE, 1982, 1985 e 1993; HAMMITT; COLE, 1998). Magro e Gonçalves (2003), em estudo realizado em uma trilha do Parque Nacional do Itatiaia (PNI), fechada ao uso para recuperação, discutem que a compactação, erosão superficial do solo e o declínio da cobertura vegetal contribuem de maneira substancial na redução de matéria orgânica do solo, de forma que as poucas plântulas capazes de crescer no leito da trilha não encontram condições de estabelecimento.

O que agrava tal situação é que as áreas impactadas têm menos propágulos, devido à redução do banco de sementes do solo, conforme o que foi estudado por Zabinski e Cole (2000) e por Cole e Monz (2002). Magro e Gonçalves (2003) encontraram um padrão semelhante para o PNI, concluindo que a falta de vegetação no leito da trilha Rebouças-Sede se devia ao pobre banco de sementes do solo, associado à falta de nutrientes e matéria orgânica em um solo altamente compactado. A dificuldade de regeneração se torna um problema nos locais onde o uso é suprimido e se almeja a recuperação da vegetação.

2.1.4 Comportamento da vegetação em relação ao pisoteio: o que confere a resistência e a resiliência

Os estudos sobre o efeito do pisoteio na vegetação têm indicado que a composição e freqüência de espécies com diferentes formas de vida conferem diferentes graus de resistência e resiliência às comunidades. As características morfológicas das plantas determinam, muitas vezes, se estas conseguem absorver bem o impacto, com baixo índice de mudança (resistência) ou se elas sofrem modificações pós-impacto, mas se recuperam em pouco tempo (resiliência). As diferentes combinações entre espécies de resistência e resiliência variadas conferem o padrão de resposta da comunidade aos impactos do uso turístico.

Bates (1935) já relacionava a diferença de comportamento das espécies em relação ao seu modo de vida. O autor identificou que plantas das famílias Poaceas e Ciperaceas são algumas das formas de vida mais resistentes ao pisoteio. Se a resistência das espécies é variada, certamente alterações na composição das espécies vão ocorrer ao longo do tempo.

Burden e Randerson (1972), avaliando o pisoteio em vegetação costeira, indicaram que algumas espécies eram resistentes devido a uma particular morfologia. Os autores atribuíram recuperação rápida do pisoteio a espécies que possuíam raízes persistentes e ramos subterrâneos.

Cole (1985) fez uma revisão dos trabalhos desenvolvidos com o pisoteio sobre a vegetação e o solo e indicou que algumas das características morfológicas que conferem resistência às plantas são, por exemplo, o hábito rasteiro ao invés do ereto,

ramos e hastes flexíveis, folhas em roseta basal. Quanto às características fisiológicas, o autor indicou, entre outras, a habilidade de reiniciar o crescimento de gemas subterrâneas, habilidade de reprodução vegetativa e sexuada e uma rápida taxa de crescimento.

Revisão realizada por Liddle (1988) indicou a flexibilidade, a dureza, meristemas protegidos, hábito de crescimento baixo como características que conferem diferentes graus de resistência ao pisoteio. Qualidades como tecidos com hemicelulose, bainhas foliares sobrepostas e crescimento por rizoma contribuem com a resistência. De uma forma geral, o autor argumenta que quanto mais protegida for uma gema ou um ápice de dano direto e/ou destacamento da planta, quer seja por irregularidades do solo, por soterramento ou por estruturas protetoras, mais é provável que a planta seja capaz de sobreviver aos efeitos do pisoteio. O autor ressalta que, como todo material biológico, existem variações que devem ser cuidadosamente avaliadas quando se interpretam tais características e que uma única característica sensível ao pisoteio pode ser suficiente para reduzir a resistência da planta como um todo.

Cole (1995a e 1995b) encontrou grandes variações nas respostas ao pisoteio, entre 18 tipos de vegetação analisadas nas áreas montanhesas dos Estados Unidos. Os tipos de vegetação variaram na sua habilidade tanto em resistir ao pisoteio como em se recuperar dos seus efeitos. Segundo o autor, a resistência e a resiliência das diferentes comunidades variou substancialmente, sendo que a maior parte das variações foi explicada pelas características morfológicas da vegetação, tais como a abundância de arbustos, estatura da vegetação e abundância de plantas eretas e de gramíneas. Essas características se mostraram as mais importantes na análise de componentes principais (PCA). A variação na morfologia das plantas explicou mais de 50% das variações na resistência e resiliência das comunidades estudadas.

De modo complementar, Cole (1995b) afirma que as características que promovem a habilidade inicial de resistir aos danos do pisoteio diferem daquelas que capacitam a planta a se recuperar rapidamente. Na verdade, a resistência é freqüentemente correlacionada de maneira negativa com a resiliência. Cole (1995a) comenta que os tipos de vegetação menos capazes de tolerar um ciclo completo de danos e recuperação foram os que recuperaram menos (menos resilientes), e não

aqueles que sofreram maiores danos inicialmente (menos resistentes). O mesmo autor destaca ainda que foi encontrada correlação negativa entre a resistência e a resiliência em seu trabalho, o que foi também encontrado por Lemauviel e Rozé (2003).

Segundo o mesmo autor, a resiliência foi mais relacionada com o fato das plantas terem a localização de gemas abaixo da superfície do solo, enquanto o fato das plantas serem caméfitas as torna pouco resilientes. O autor ainda conclui que a tolerância, que mede a habilidade da vegetação resistir a um ciclo de pisoteio e recuperação, foi mais relacionada com a resiliência do que com a resistência, sendo que as formas de vida mais resistentes são as que recobrem o solo, formando esteiras, as hemicriptófitas e as geófitas.

York et al. (1997) criaram um banco de dados a partir da literatura, usando trabalhos que descrevem efeitos do pisoteio sobre variadas espécies. A partir desse banco de dados, que reuniu 1444 estudos com 737 espécies, relacionou resistência e resiliência com morfologia, forma de vida, longevidade e fenologia. Entre suas conclusões estão a grande resistência e resiliência das Poaceas e a baixa resistência e resiliência das trepadeiras e cactáceas. Plantas herbáceas, as tipicamente de folhas largas, sofreram perda de cobertura mais imediata e plantas anuais predominaram sobre as perenes nos anos que se seguiram ao impacto.

Estudos desse tipo podem ter uma aplicabilidade direta na gestão da vegetação em áreas protegidas. Uma vez detectadas as espécies e/ou formas de vida mais resistentes e as mais resilientes, as alterações na comunidade podem ser previstas e os efeitos mais prejudiciais, evitados. Cole (1995 a) discute que as 18 comunidades vegetais por ele estudadas em áreas montanhosas dos EUA variaram substancialmente em sua vulnerabilidade aos efeitos do pisoteio, mesmo as espécies que se situavam em áreas próximas umas das outras. A variação chegou a ser da ordem de 30 vezes, sugerindo que existe um grande potencial de reduzir impactos do pisoteio recreativo na vegetação pelo controle da distribuição espacial do uso. O tráfego dos visitantes pode ser direcionado para tipos de vegetação mais resistentes e distantes dos mais vulneráveis. Gómez-Limon e Lucio (1985) sugerem que encontrar espécies que apresentam diferentes resistências e resiliências em relação a diferentes intensidades

de pisoteio é importante para detectar mudanças em áreas naturais, antes da cobertura do solo ser completamente perdida e a situação ficar difícil de reverter.

Para Cole (1995b), o fato de ser possível medir a variação nas respostas da vegetação é vantajoso para que os gestores das áreas naturais possam minimizar os danos, conduzindo o uso para as áreas que conseguem tolerar melhor o pisoteio. Uma primeira noção da vulnerabilidade da vegetação pode ser obtida pelo simples levantamento da proporção das formas de vida mais resistentes. Por exemplo, tipos de vegetação em que predominam ervas eretas serão provavelmente mais danificadas pelo pisoteio, mas estas também se recuperam rapidamente. Por outro lado, tipos de vegetação em que predominam gramíneas e ciperáceas serão mais resistentes, mas os danos demoram a ser recuperados.

Gomez-Limon e Lucio (1995) comentam que os movimentos de visitantes em áreas destinadas ao uso recreativo produzem mudanças no solo e na flora vascular, mesmo antes de haver uma perda óbvia de vegetação. Assim, esses autores comentam que encontrar espécies associadas a diferentes intensidades de pisoteio é importante, pois tal informação pode ser usada para detectar mudanças em áreas antes que a cobertura do solo seja completamente perdida e a situação se torne difícil de ser revertida.

Dessa forma, sabendo que alguns dos tipos de vegetação mais resistentes podem tolerar certa quantidade de pisoteio, desde que essa intensidade não exceda os níveis limiares, os gestores podem manter os impactos de pisoteio em níveis adequados.

2.1.5 Estudos de impacto do pisoteio desenvolvidos em vegetação de dunas

Para os turistas, as áreas costeiras estão entre as mais atrativas à visitação. O desenvolvimento do turismo nessas áreas, no entanto, pode trazer efeitos severos sobre as áreas costeiras e contribuir com a destruição e redução de seus valores naturais e recreativos (ANDERSEN, 1995).

As atividades humanas ligadas ao turismo têm afetado e danificado muitas áreas costeiras em diferentes países (LIDDLE; GREIG-SMITH, 1975; LEMAUVIEL; ROZÉ, 2003). Os gestores de áreas protegidas costeiras recebem grande número de visitantes

todos os anos e o pisoteio representa a maior perturbação afetando a vegetação de dunas (LEMAUVIEL; ROZÉ, 2003).

Os primeiros estudos de pisoteio em vegetação de dunas indicam que esse ecossistema está entre os mais frágeis sistemas naturais (Burden and Randerson, 1972). McDonnell (1981) destaca que a vegetação adaptada ao ambiente de dunas é continuamente exposta a ventos fortes e *spray* salino, tornando a cobertura vegetal freqüentemente rala ou esparsa e formando uma rede frágil que segura a areia no lugar. Para o autor, o sistema de dunas, embora adaptado para absorver os impactos das tempestades costeiras, é frágil e pode ser severamente danificado pelo tráfego de gado, de pedestres e de veículos. Nickerson e Thibodeau (1983) argumentam que as dunas vegetadas são um recurso importante, mas extremamente frágil. Segundo os autores, que desenvolveram seu trabalho nos EUA, mesmo baixos níveis de pisoteio podem ter um efeito dramático na quantidade de vegetação que as dunas sustentam e, portanto, na sua própria estabilidade.

Em seu trabalho em comunidades de dunas, Andersen (1995) também afirma que a vegetação parece estar entre as mais vulneráveis estudadas quanto à cobertura vegetal, devido à alta porcentagem de espécies sensíveis e poucas que se beneficiam do pisoteio.

Os estudos realizados em vegetação de dunas por Liddle e Greig-Smith (1975b) mostraram que o uso por veículos e pisoteio humano nas dunas de areia reduz a diversidade de espécies bem como o tamanho da população e sua distribuição. Eles concluíram que as conseqüências desse tipo de impacto são tão significativas quanto a influência dos principais fatores ambientais naturais sobre a dinâmica da vegetação.

Como o pisoteio é um importante assunto para o manejo (COLE, 1993; GOMEZ-LIMON, 1995; GALLET; ROZÉ, 2001 e 2002; LEMAUVIEL; ROZÉ, 2003) e a linha litorânea é afetada pelas pressões do turismo, muitos autores têm escolhido as dunas costeiras para os estudos dos efeitos do pisoteio na vegetação (BURDEN; RANDERSON, 1972, LIDDLE; GREIG-SMITH, 1975; HYLGAARD, 1980; MCDONNELL, 1981; ANDERSEN, 1995; LEMAUVIEL; ROZÉ, 2003).

Burden e Randerson (1972) realizaram um trabalho nas Ilhas de Scilly (UK) comparando áreas altamente impactadas com outras preservadas. Destacaram que o

pisoteio de 7500 pessoas por ano pode reduzir populações, e a recuperação, após o pisoteio ser suprimido, ocorre em quatro anos.

Entre os efeitos do pisoteio sobre a vegetação de dunas relacionados nos trabalhos encontrados, podemos citar: a compactação do solo (BATES, 1935; LIDDLE; GREIG-SMITH, 1975a); redução na matéria orgânica do solo (BOORMAN; FULLER, 1977; HYLGAARD; LIDDLE, 1981); redução da cobertura da vegetação (BURDEN; RANDERSON, 1972; NICKERSON, 1976; BOWLES; MAUN, 1982; CARLSON; GODFREY, 1989) redução na produção de biomassa (LIDDLE; GREIG-SMITH, 1975b); redução no número de espécies florescendo (HYLGAARD, 1980); desaparecimento de espécies vulneráveis (BATES, 1935; ANDRÉS-ABELLAN et al., 2005), criação de caminhos (BAYFIELD, 1973; HYLGAARD; LIDDLE, 1981) e perda de biodiversidade (McDONELL, 1981; CARLSON; GODFREY, 1989; ANDRÉS-ABELLAN et al., 2005).

Liddle e Greig-Smith (1975) demonstraram que o pisoteio humano nas dunas costeiras reduz a diversidade de espécies, além do tamanho e da distribuição das populações. Rozé e Lemauviel (2004) indicaram que entre os fatores que mais afetam as dunas no oeste da França estão a extração de areia e a erosão causada pelo pisoteio.

Embora a relação entre o tipo de calçado e os efeitos do impacto sobre a vegetação sejam, em geral, não significativos. Nickerson (1976), estudando o impacto do pisoteio em dunas, constatou que o efeito sobre as espécies predominantes das dunas frontais era 10 a 20 vezes mais destrutivo com sapatos do que o feito com pés descalços. O autor atribuiu a diferença ao fato de descalças as pessoas notarem mais aonde pisam, pisando mais nos espaços vazios do que sobre a vegetação. O efeito do impacto também variou com o clima da estação de crescimento.

Diante da fragilidade do ecossistema, McDonnell (1981) afirma que se um sistema de uso múltiplo é empregado para as dunas costeiras, as normas devem ser desenvolvidas para garantir a preservação desses frágeis ecossistemas. Da mesma forma, Gallet e Rozé (2001) sugerem que é essencial para os administradores de áreas naturais e semi-naturais conhecerem a resistência relativa de diferentes comunidades vegetais. Os autores argumentam que uma política de visitação adequada às condições

locais pode então ser acertada, o que pode ser variado dependendo da estação e das condições climáticas da área.

O fato de algumas espécies se beneficiarem com o pisoteio e existir uma cobertura, relativamente densa de vegetação, pode, em uma análise visual, dar a falsa impressão de que o ambiente não está sendo alterado com o uso. Andrés-Abellan *et al*. (2005) destacam que os impactos causados pelo pisoteio causam o espalhamento rápido das espécies resilientes, que são freqüentemente antrópicas, causando ainda a redução simultânea nas espécies nativas, o que diminui a diversidade do ecossistema. Esse tipo de conclusão somente pode ser obtida através de monitoramento constante e de trabalhos experimentais.

Hylgaard (1980-81) destaca que o planejamento e o manejo de áreas utilizadas para a recreação ao ar livre necessitam de sistemas de classificação. No entanto, freqüentemente esses sistemas são diferentes daqueles usados na ecologia experimental e descritiva. Uma razão para a diferença é que o planejamento é principalmente preocupado com as qualidades gerais da paisagem, enquanto a ecologia se preocupa mais com a função do ecossistema. A classificação usada no planejamento é com freqüência menos detalhada do que as classificações ecológicas. Detalhes de microclima interferem na qualidade e quantidade da vegetação, que deve ser manejada de maneira diferente e não simplesmente como dunas.

Na mesma linha, os trabalhos desenvolvidos por Liddle (1975) e por Lemauviel e Rozé (2003) indicam que o tipo de formação de dunas exerce influência na sua resistência. Sendo assim, as dunas móveis seriam pouco resistentes e as dunas fixas as mais resistentes.

Uma vez que os impactos resultam em modificações no solo (ANDERSEN, 1995), as mudanças na composição e estrutura da vegetação podem ser irreversíveis. Baixos níveis de pisoteio podem, entretanto, ter uma influência benéfica na diversidade de espécies (LIDDLE; GREIG-SMITH, 1975B; BOORMAN; FULLER, 1977), por manterem as comunidades num estágio dinâmico (ANDERSEN, 1995).

Como a perda da biodiversidade e da cobertura vegetal é um fato comum nos estudos de pisoteio em vegetação de dunas, o conhecimento da resistência das

comunidades costeiras aos efeitos do pisoteio e sua habilidade de regeneração é uma base importante para os gestores (LEMAUVIEL; ROZÉ, 2003; ANDERSEN, 1995).

Carlson e Godfrey (1989) indicam ainda que a preservação precisa ser integrada com o manejo e que para este ser efetivo deve ser embasado em pesquisas básicas. Para os autores, os ambientes costeiros são sistemas dinâmicos e estratégias de manejo bem sucedidas devem incorporar a “estabilidade dinâmica” do sistema e seu histórico de uso antrópico.

2.1.6 Estudos da vegetação de dunas no Brasil associados à dinâmica das espécies

No Brasil, os estudos descritivos sobre a vegetação de dunas são comuns devido a seu importante papel para a estabilização do substrato. Cordazzo, Paiva e Seeliger (2006) destacam que o ecossistema de dunas costeiras apresenta-se como altamente estressante, no qual as comunidades vegetais estão submetidas à ação de gradientes ambientais físico-químicos.

Entre os fatores ambientais destacam-se o vento e seus efeitos, a instabilidade da areia, a salinidade, a deficiência de nutrientes e o estresse hídrico dependente do lençol freático e da temperatura. Essas condições ambientais podem se tornar restritivas para um grande número de espécies vegetais. Assim, somente algumas espécies de plantas que começam a colonizar e que podem se estabelecer nas dunas incipientes e frontais apresentam uma variedade de adaptações (morfológicas, anatômica, fisiológicas, reprodutivas e de ciclo de vida) como respostas a esses fatores estressantes (CORDAZZO; PAIVA; SEELIGER, 2006).

Segundo Romera (1999), os principais trabalhos realizados em vegetação de dunas no país abordaram aspectos da florística da distribuição e da zonação das espécies, sendo o trabalho de Hueck (1955) um estudo pioneiro dessa vegetação no estado de São Paulo, retratando aspectos florísticos, fenológicos e de zonação da vegetação.

Trabalhos mais recentes, do final da década de 80 em diante, tiveram o enfoque voltado para a comunidade vegetal das dunas (CORDAZZO; SEELIGER, 1988; CORDAZZO; SEELIGER, 1993; COSTA; CORDAZZO; SEELIGER,1996; SEELIGER,

1998a; SEELIGER et al.., 2000, CORDEIRO, 2005) ou dinâmica das espécies (COSTA; SEELIGER, 1988; BERNARDI; SEELIGER, 1989, COSTA; SEELIGER, 1990; COSTA et al., 1991; COSTA; SEELIGER; CORDAZZO, 1991; SEELIGER, 1998 b; CORDAZZO; SEELIGER, 2003; HACKBART; CORDAZZO, 2003), associado com as condições ambientais restritivas, dinâmica de soterramento, *spray* salinos, marés altas e condições microclimáticas quentes.

A vegetação das dunas de areia é altamente ameaçada no país, especialmente na região sudeste, onde os grandes centros urbanos estão concentrados. Devido ao clima favorável, as praias recebem turistas o ano todo, e as pressões sobre os ecossistemas costeiros estão sempre aumentando, com efeitos correspondentes nas condições naturais. Seeliger (2003) associa as atividades humanas e a dinâmica da vegetação das dunas, mas apenas menciona o forrageio de animais, construção de rodovias e mudanças no sistema de drenagem natural como fatores que afetam a comunidade de plantas.

Seeliger e Costa (2003) afirmam que durante o último século a interferência humana foi se tornando cada vez mais responsável pelas trocas ambientais em grande escala na região costeira. O crescimento da população acelerou o desmatamento na bacia hidrográfica, estimulou a construção de rodovias nas proximidades de dunas e terras úmidas costeiras e levou a um crescente desvio de água doce para atender as necessidades urbanas e da expansão das atividades agrícolas. Além disso, os progressivos aumentos da navegação e das atividades portuárias demandaram dragagens dos canais estuarinos.

Cordazzo e Seeliger (1987) comentam que a proximidade de áreas a balneários e locais de lazer pode proporcionar a entrada de novas espécies, não típicas de dunas, principalmente nos terrenos já estabilizados quanto à movimentação de areia, acarretando uma maior diversidade. Esses autores acrescentam que a proximidade de terrenos e campos agrícolas pode trazer a ocupação com plantas invasoras, ao contrário de dunas que terminam em banhados de água doce dominados por espécies aquáticas.

Seeliger e Costa (2003) afirmam que perturbações naturais tendem a gerar heterogeneidade ambiental em escalas temporais e espaciais enquanto as trocas

ambientais induzidas pelo homem são freqüentemente prejudiciais para a persistência dos habitats, diversidade e produção biológica (SEELIGER et al 2003).

Praias e dunas são eventualmente submetidas a danos devido à ação de ondas de tempestade durante o inverno, e a vegetação desses habitats pode sofrer destruição total ou parcial, segundo Cordazzo, Paiva e Seeliger (2006). Assim, a manutenção dessa vegetação depende da capacidade de sobrevivência e da habilidade regenerativa de seus rizomas ou de como algumas poucas espécies anuais completam seu ciclo de vida entre os períodos sujeitos às tempestades.

Embora o pisoteio seja considerado um impacto severo na vegetação de dunas, considerada por muitos autores como uma formação vegetal sensível, não existem trabalhos que indiquem seus efeitos nas áreas naturais do país.

2.2 Objetivos

O objetivo geral do presente trabalho é avaliar a resistência e a resiliência da comunidade vegetal de dunas aos efeitos de diferentes intensidades de impacto causado pelo pisoteio no Parque Estadual da Serra do Mar / Núcleo Picinguaba. São objetivos específicos deste estudo:

1. Estudar a resposta dos indicadores de qualidade da vegetação (altura, cobertura e composição das espécies) em relação a diferentes níveis de uso (pisoteio);
2. Estudar o relacionamento entre a intensidade de pisoteio e os efeitos sobre diferentes espécies da área de duna;
3. Identificar o efeito da sazonalidade sobre a intensidade dos impactos na vegetação de duna;

4. Indicar alternativas para o uso recreativo da área que possam minimizar os impactos negativos relevantes, de modo a auxiliar no manejo e na gestão do Parque, garantindo que o seu uso seja compatível com a conservação dos recursos.

É importante destacar que esta abordagem não se restringe ao efeito direto no leito das trilhas, que são desenhadas justamente para receber e concentrar o uso. Nosso objetivo é apresentar resultados de pesquisas que indiquem como se estabelece o relacionamento entre uso e impacto sobre a vegetação. Esses resultados, por sua vez, auxiliarão no planejamento e manejo do uso público de forma consistente e embasada em dados reais.

2.3 Hipóteses de trabalho

1. Existem diferenças nas respostas da vegetação às diferentes intensidades de pisoteio, tanto em altura, como em cobertura vegetal;
2. O pisoteio realizado de maneira recorrente gera mais impactos negativos na comunidade e nas espécies do que o pisoteio feito uma única vez no período de um ano;
3. As espécies da comunidade vegetal respondem de maneira diferente aos efeitos do pisoteio, quando comparamos as mesmas intensidades aplicadas.
4. Tanto a comunidade como as espécies vegetais respondem de maneira diferente aos impactos recebidos em condições climáticas diferentes, nos períodos de verão e inverno.

2.4 Caracterização da área de estudo

2.4.1 Localização geográfica e características gerais

O experimento de pisoteio controlado foi desenvolvido nas dunas baixas da Praia da Fazenda, Parque Estadual da Serra do Mar, Núcleo Picinguaba, município de Ubatuba, São Paulo, situado entre as coordenadas 23º 20' – 20º 22' S e 44º 48' – 44º 58' W.

O Parque Estadual da Serra do Mar (PESM) foi criado pelo decreto Estadual n.º 10.251, de 30 de agosto de 1977, incorporando uma série de Reservas Estaduais já existentes. Em 1979, foi alterado pelo decreto Estadual n.º 13.313, de 06 de março, que acrescentou áreas do Município de Ubatuba ao seu limite anterior próximo à divisa com o Estado do Rio de Janeiro. Sobrepõe-se parcialmente ao Parque Nacional da Serra da Bocaina (SÃO PAULO, 2006). O PESM abrange uma área de 315 mil hectares e estende-se da divisa de São Paulo com o Rio de Janeiro até Pedro de Toledo no litoral sul do estado (Figura 1).

Figura 1 - Localização do Parque Estadual da Serra do Mar, destacando seus oito Núcleos Administrativos. A cor laranja define os limites do Parque. (Fonte- http://www.ambiente.sp.gov.br/ppma/unidcons.htm)

O Núcleo Picinguaba foi criado em 1984 e abrange uma área de 47 mil hectares, sendo administrado pelo Instituto Florestal. Em sua área estão situadas cinco praias: Brava da Almada, da Fazenda, da Vila de Picinguaba, do Cambury e Brava do Cambury, todas abertas à visitação pública (SÃO PAULO, 2006).

A extensão total da Praia da Fazenda é de quatro quilômetros. A vegetação é interrompida por um acesso de terra, que liga a estrada (BR 101) à praia, dividindo-a em duas metades aproximadamente iguais (Figura 2). Nesse acesso fica localizado um estacionamento onde os veículos são obrigatoriamente deixados pelo visitante, que percorre 200 m a pé para chegar à areia da praia. Em frente ao estacionamento encontra-se o Centro de Visitantes, que conta com exposição fotográfica, acervo de plantas herborizadas da região e exposições sazonais elaboradas em oficinas de Educação Ambiental.

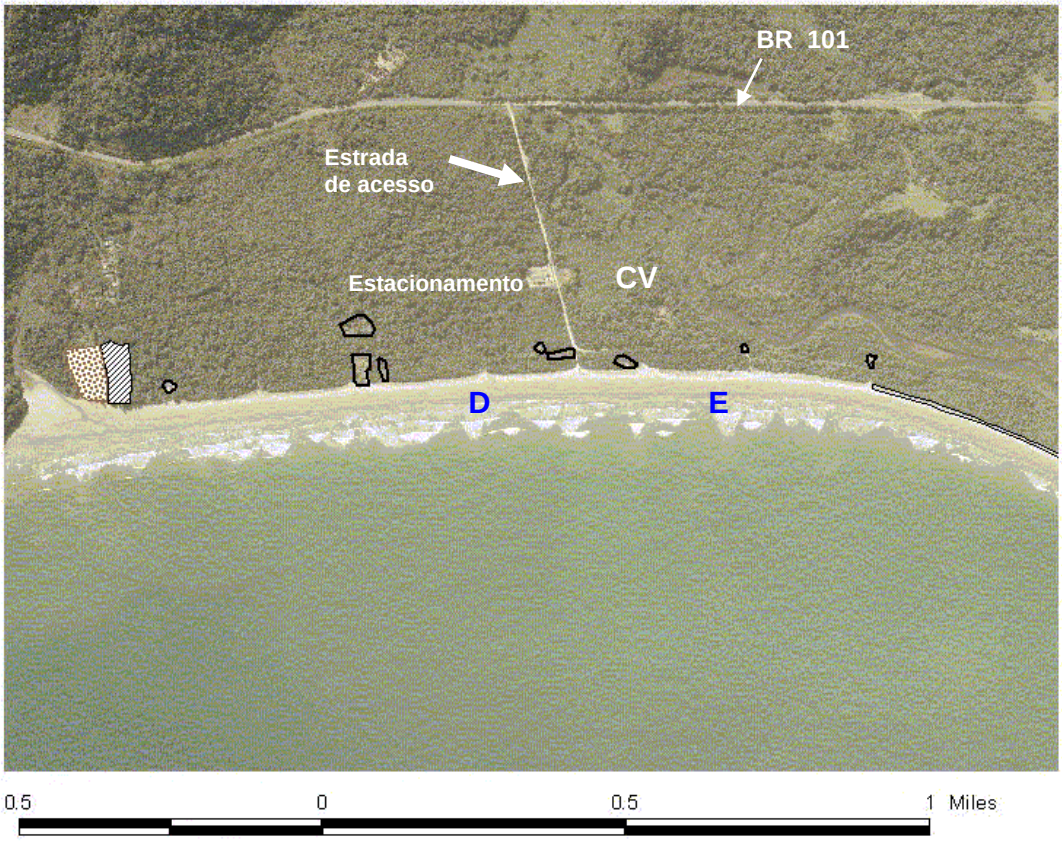


Figura 2 - Foto aérea com vista geral da Praia da Fazenda. As áreas circundadas correspondem à ocupação humana na praia. Destaque para: estrada de acesso, indicada no mapa pela seta; Centro de Visitantes (CV); as letras D e E correspondem, respectivamente, aos lados direito e esquerdo da praia

O experimento foi implantado do lado esquerdo nos 800 metros finais da Praia da Fazenda. Tal região recebe menor fluxo de visitantes do que o restante da praia, minimizando a interferência de pessoas transitando na área experimental. Acredita-se que o pequeno número de visitantes nessa região da praia seja devido à existência de uma faixa menor de área livre de vegetação e também à barreira física que impede a circulação de veículos. A área de estudo fica entre a região do alojamento para estudantes e o final da praia, onde desaguam os rios Fazenda e Picinguaba. A maior concentração de visitantes ocorre na região próxima ao acesso, dos dois lados (direito e esquerdo).

O lado direito da praia (Figura 2) encontra-se mais sujeito a alterações por apresentar ocupação humana. Nessa área existem casas de veraneio e de moradores e um *camping* que é uma opção de alojamento aos pesquisadores, grupos de escolas e universidades e visitantes. O uso é mais intenso devido à maior faixa de área desprovida de vegetação em direção ao canto extremo do lado direito, conhecido como canto da Paciência. Nessa direção também não existem barreiras físicas para o trânsito de carros de usuários do *camping* e de moradores.

2.4.2 O Clima da região

O clima da região de Ubatuba, segundo classificação proposta por Köppen (1948), pode ser definido como tropical úmido (Af), sendo caracterizado por apresentar a temperatura média do mês mais frio do ano superior a 18°C (A) e por ser constantemente úmido, com chuvas suficientes em todos os meses (f).

Talora (1996), utilizando dados climáticos obtidos junto ao Instituto Agronômico de Campinas (IAC), para os anos de 1961 a 1990, explica que podem ser delimitados dois períodos climáticos distintos durante o ano: um superúmido, de outubro a abril, com chuvas freqüentes (15 ou mais dias no mês) e totais geralmente superiores a 180 mm, e outro, menos úmido, de maio a setembro, com chuvas menos constantes (em geral dez dias no mês), embora sem déficit hídrico, mas com precipitação entre 80 e 160 mm mensais. Segundo Wright e Van Shaik (1994), florestas com média de pluviosidade acima de 60 mm no mês mais seco do ano podem ser definidas como fracamente sazonais.

Na estação mais úmida, os meses com o maior índice pluviométrico estão no intervalo de dezembro a março, com valores médios entre 300 a 340 mm mensais. A precipitação

média anual é de 2600 mm e a umidade relativa do ar é sempre superior a 85% (TALORA, 1996; TALORA; MORELLATO, 2000).

As mesmas autoras indicam que a temperatura média anual gira em torno dos 21°C, com a média das máximas em fevereiro (30,4^{o}C) e a média das mínimas em julho (12,6^{o}C). O comprimento do dia varia de 13,47 horas/dia em dezembro a 10,55 horas/dia em junho, variando 2,92 horas durante o ano.

Embora o comprimento do dia seja sempre superior a 10 horas, a insolação média diária é de 4,3 horas, indicando que o céu se encontra coberto por nuvens em grande parte do dia. O período de menores temperaturas coincide com os meses menos chuvosos do ano e com os menores comprimentos do dia (TALORA, 1996; TALORA; MORELLATO, 2000; MORELLATO et al., 2000).

2.4.3 A vegetação das dunas

As formações vegetais que ocupam e se desenvolvem ao longo das dunas de areia recebem diferentes denominações, como “vegetação pioneira” ou “iniciadora” (BERNARDI et al., 1987) ou vegetação halófila-psamófila (THOMAZ; MONTEIRO, 1992). No presente trabalho utilizou-se o termo “vegetação de dunas costeiras”, ou simplesmente vegetação de dunas, conforme o utilizado por Cordazzo, Paiva e Seeliger (2006). Essa formação vegetal é constituída por espécies rastejantes que se desenvolvem em ambiente arenoso e fixam as dunas (CORDAZZO; SEELIGER, 1987 e 1988).

Segundo Romera (1999), as dunas da Praia da Fazenda são baixas, estando sujeitas a constantes invasões do mar e conseqüente acúmulo ou retirada de areia e substratos. A região de dunas “lavadas pelo mar”, é também chamada de região de dunas embriogênicas ou insipientes (CORDAZZO; PAIVA; SEELIGER, 1996). Nela predominam espécies herbáceas estoloníferas, rasteiras ou reptantes como *Blutaparon portulacoides* e *Ipomea pés-capre* (Figura 3). Na área de estudo não se consegue diferenciar essas dunas das dunas móveis, porque a faixa de areia que elas ocupam é estreita. Romera (1999) indica que ao ocorrerem marés muito altas ou ressacas, as plantas de tais dunas acabam sendo parcialmente destruídas, permanecendo os estolões com suas raízes que fixam parte da areia, mantendo parcialmente as dunas, até que a vegetação volte a brotar.

Figura 3 – Aspecto geral da vegetação de dunas da Praia da Fazenda na estação de crescimento (verão). (A) dunas embriogênicas; (B) dunas posteriores; (C) vegetação arbustiva (jundu)

Na porção da duna que não é periodicamente lavada pelo mar, chamada de região de dunas posteriores ou fixas (CORDAZZO; PAIVA; SEELIGER, 1996), predomina vegetação com espécies de hábito herbáceo ereto, com até 50 cm de altura, Poaceas, Ciperaceas e várias espécies de lianas (ROMERA, 1999). As espécies que se destacam são as Poáceas *Panicum racemosum* e *Stenotaphrum secundatum*, e a liana *Mikania cordifolia* além da rizomatosa *Hydrocotyle bonariensis* (Figura 3).

Após a vegetação herbácea, na parte da duna pouco atingida pelo mar, destacam-se as espécies arbustivas com até 1,5 m de altura, predominando *Sophora tomentosa, Dalbergia ecastophylum e Crotalaria vitellina* (ROMERA, 1999). A autora observa que acompanhando o estrato arbustivo encontram-se espécies de porte arbóreo, esparsas e que atingem até 5 m de altura, destacando-se *Schinus terebentifolius, Rapanea umbellata, Rapanea ferruginea* e *Guapira opposita.* Ao longo de toda a praia podem ser observados, ainda, muitos indivíduos da espécie exótica *Terminalia catappa*, conhecida como.amendoeira da praia ou chapéu de sol (observações pessoais) .

2.5 Metodologia

2.5.1 Implantação do experimento

Para estudar os efeitos do pisoteio sobre a vegetação, foi usado o sistema de parcelas fixas. Tal procedimento foi utilizado em trabalhos desenvolvidos em áreas protegidas nos Estados Unidos (COLE, 1982; BOWLES; MAUN, 1982; COLE, 1988 e 1994; COLE; BAYFIELD, 1993; COLE, 1995a e 1995b; MARION; COLE, 1996; BELNAP, 1998) e mais recentemente na Europa como nos trabalhos de Gallet e Rozé (2001 e 2002), de Gallet, Lemauviel e Roze (2004) e de Roovers et al. (2004).

O estudo do efeito do pisoteio sobre a vegetação foi desenvolvido utilizando-se os protocolos de Cole e Bayfield (1993), que se preocuparam em padronizar os tipos de estudos com pisoteio e com áreas de *camping*, tornando-os comparáveis entre si. Segundo os autores, esse tipo de estudo fornece informações sobre a resposta da vegetação a diferentes intensidades de pisoteio, dando estimativas tanto dos danos como da recuperação da área, que podem ser comparados com estimativas de outros estudos de mesmo design experimental. Ainda segundo esses autores, uma outra meta seria caracterizar a vulnerabilidade de diferentes tipos de vegetação.

Utilizando-se as recomendações de Cole e Bayfield (1993), o experimento controlado de pisoteio foi montado conforme o descrito abaixo:

1. Foram alocadas 10 parcelas de 1,5m x 5m na região das dunas fixas, desprezando-se os metros iniciais da vegetação que são mais atingidos pelas marés mais altas do ano e pelas ressacas;
2. Foi realizada amostragem sistemática, com aleatorização do primeiro ponto amostral. A partir desse ponto, foram alocadas parcelas regularmente a cada 60 metros.
3. Dentro das parcelas, foram instaladas seis sub-parcelas de 0,5m x 1,5m (Figura 4), correspondentes aos diferentes tratamentos.
4. Entre as sub-parcelas foi deixada uma faixa de 0,4m x 1,5m, para tomar as medidas da vegetação, sem interferir nos tratamentos (Figuras 4).

Figura 4 - Parcela instalada em vegetação de duna da Praia da Fazenda (PESM, Núcleo Picinguaba, Município de Ubatuba-SP). As setas indicam o intervalo de 0,4m x 1,5m deixado entre cada dois tratamentos, para possibilitar a tomada de dados sem interferir nas subparcelas

5. Os tratamentos foram aleatorizados dentro de cada parcela, representando diferentes intensidades de uso, aqui definidos como número de passadas: controle (0 passadas); uso raro (25 passadas); uso ocasional (75 passadas); uso baixo (200 passadas); uso médio (500 passadas) e uso intenso (1000 passadas).

6. De maneira aleatória, cinco parcelas foram instaladas no verão (março de 2004) e cinco no inverno (julho de 2004), para verificar o efeito da sazonalidade. As datas escolhidas como verão e inverno correspondem aos períodos de maior visitação na área, coincidentes com o final das férias escolares, e, no caso das parcelas de verão, após o carnaval.

Uma passada corresponde a andar naturalmente uma vez na linha do tratamento, tomando o cuidado de não realizar a virada dentro da parcela, uma vez que o impacto aumenta no giro do calcanhar. O ideal é variar o local da passada para caminhar homogeneamente pela parcela de 1,5 metros (COLE; BAYFIELD, 1993).

De acordo com a revisão dos trabalhos sobre impactos do pisoteio em áreas naturais, os tratamentos acima descritos são suficientes para analisar o efeito da quantidade de turistas que caminham pela área ao longo do ano, sobre a cobertura vegetal existente (COLE, 1988; COLE; BAYFIELD, 1993; COLE, 1994; MARION; COLE, 1996; BELNAP, 1998). Quando não existem informações prévias sobre a resistência da comunidade vegetal ao impacto do pisoteio, a recomendação de Cole e Bayfield (1993) é de aumentar a quantidade de passadas até atingir o número que acuse a perda de 50 % da cobertura vegetal. Tal número de passadas é variável de um ambiente para outro, mas geralmente inferior a 500. Optou-se então pela inclusão do tratamento de uso intenso (1000 passadas) no experimento implantado, por não terem sido encontradas, até a data de realização desta pesquisa, publicações referentes a estudos para vegetação de dunas em regiões de clima tropical.

Embora Cole e Bayfield (1993) indiquem não haver encontrado diferenças substanciais nas respostas causadas pelo pisoteio por pessoas de diferentes pesos ou usando diferentes tipos de calçado, optou-se pela padronização do tipo de calçado (tênis comum), assim como do peso médio dos pisoteadores (de 60 a 75 kg), para que as medidas pudessem ser comparadas entre si e com a literatura vigente, conforme o sugerido por Cole (1995c).

Os trabalhos realizados por Bayfield (1979) e Cole (1985) indicam que não existem diferenças significativas entre os efeitos do pisoteio realizado em uma única vez e o distribuído ao longo de alguns meses. Cole e Bayfield (1993) sugerem que realizar o impacto de uma única vez padroniza as condições em que o evento ocorreu (chuva, solo seco, encharcado, etc). Além disso, como um dos objetivos deste trabalho é analisar a

influência da sazonalidade na resistência e resiliência da vegetação, fica mais fácil delimitar o período de ocorrência do impacto (verão/inverno). Dessa forma, o pisoteio foi realizado de uma única vez.

A coleta de dados foi realizada em duas sub-amostras de 0,3m x 0,5m colocadas no centro de cada subparcela, desprezando-se as bordas conforme sugerido por Cole e Bayfield (1993) (Figura 5). As medições foram realizadas seis vezes ao ano para os parâmetros escolhidos: uma antes do pisoteio, outra imediatamente após, 15 dias, três meses, seis meses e nove meses após o pisoteio. Essa metodologia foi repetida por dois anos consecutivos (pisoteio e avaliações), tanto para as parcelas de verão como para as de inverno.

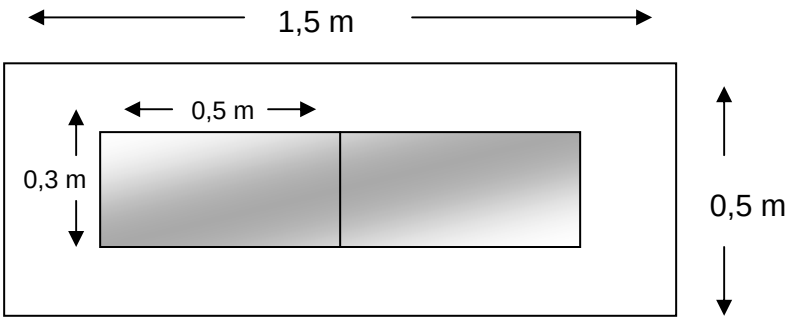
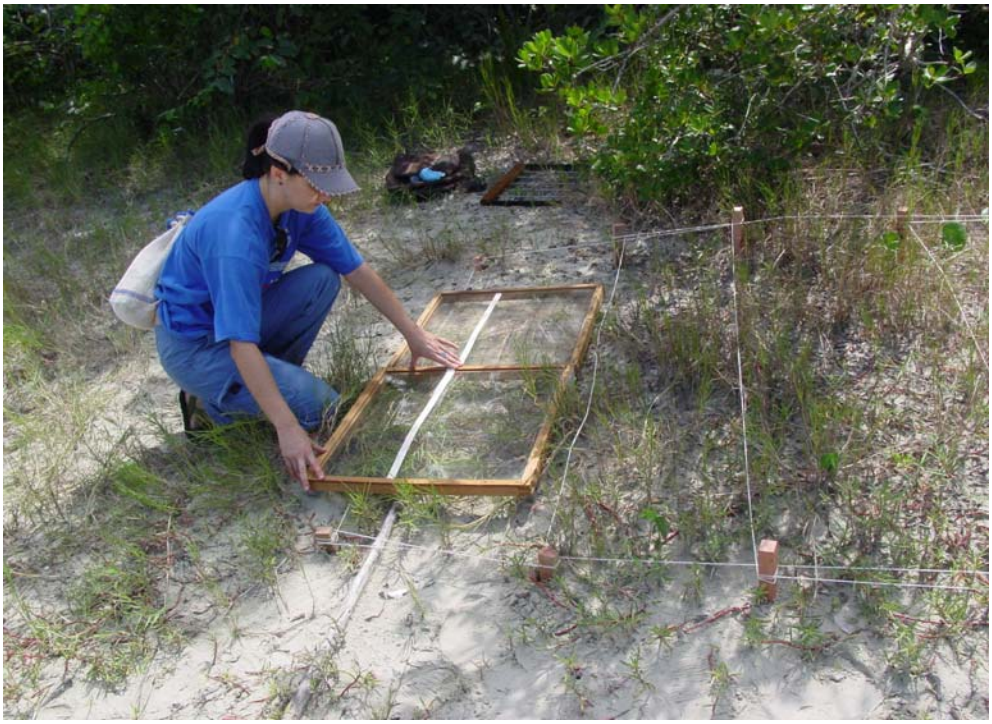


Figura 5 -Parcela de 1,5m x 0,5 m, com subparcelas de 0,5 x 0,3 m, usadas para a coleta de dados de cobertura e altura da vegetação

Em cada coleta de dados foram avaliados: freqüência das espécies de plantas, medidas da altura da vegetação e cobertura de cada espécie de planta (Figura 6). Cole e Bayfield (1993) afirmam que essas medidas tomadas buscam avaliar a resposta de perda e recuperação da vegetação em relação à intensidade de pisoteio.

(a)



(b)

Figura 6 - Avaliação dos parâmetros estudados na vegetação de duna da Praia da Fazenda (PESM, Núcleo Picinguaba, Município de Ubatuba-SP); (a) cobertura; (b) altura

2.5.2 Análise dos resultados

Os dados obtidos foram analisados, para a obtenção dos seguintes índices, conforme proposto por Cole e Bayfield (1993) e por Marion e Cole (1996):

a) Cobertura Relativa (CR): trata-se da comparação das condições iniciais (antes do pisoteio experimental) e após o tratamento, com um fator de correção (cf) aplicado para descontar as variações nas parcelas do controle. Assim temos:

i) soma da % de cobertura de todas as espécies;

ii) cálculo da média da soma da cobertura das subparcelas para cada tratamento;

iii) cálculo da CR:

$$CR = \frac{\text{cobertura sobrevivente nas parcelas pisoteadas}}{\text{cobertura inicial nas mesmas parcelas}} \times cf \times 100\%,$$

Onde:

$$cf = \frac{\text{cobertura inicial nas parcelas do controle}}{\text{cobertura sobrevivente nas parcelas do controle}}$$

A cobertura da vegetação é baseada na soma da cobertura das espécies individuais, e não uma simples estimativa da cobertura vegetal, pois várias espécies podem estar sobrepostas (COLE; BAYFIELD, 1993).

b) Altura Relativa (AR)

i) soma das medidas de altura (as 50 alturas de cada subparcela de cada tratamento);

ii) cálculo da média de altura da vegetação sobrevivente: divisão da soma das alturas pelo número total de valores diferentes de zero;

iii) cálculo da Altura Relativa, de forma semelhante ao da Cobertura Relativa:

$$AR = \frac{\text{altura média de cada tratamento}}{\text{altura inicial nas mesmas parcelas}} \times cf \times 100\%,$$

Onde:

$$cf = \frac{\text{altura inicial nas parcelas do controle}}{\text{altura das sobreviventes nas parcelas do controle}}$$

c) Respostas individuais das espécies: cálculo da Cobertura Relativa por espécie, de modo semelhante à cobertura total. As espécies foram escolhidas de acordo com os critérios propostos por Cole e Bayfield (1993), a saber:

i) espécie presente em todas ou na maioria das amostras;

ii) espécie com cobertura semelhante no controle e nos tratamentos antes do pisoteio.

d) Teste de Friedman

A verificação de diferenças significativas entre os tratamentos foi feita através do teste de Friedman (CAMPOS, 1974), com nível de significância de 5%, para os parâmetros: Cobertura Relativa, Altura Relativa para a comunidade em geral e para as espécies principais. Esse teste foi utilizado por não se verificarem as pressuposições necessárias para utilização da análise de variância (normalidade e homocedasticidade). Quando o teste de Friedman apresentou resultado significativo, foram utilizados testes de comparação entre os tratamentos e o controle, para verificar quais os tratamentos que diferem do controle, e também testes de comparação múltipla, para comparar todos os pares de tratamentos em cada medição.

2.6 Resultados

2.6.1 Parcelas de verão

2.6.1.1 Cobertura Relativa da vegetação

O uso de medidas relativas dificulta o entendimento do que acontece com cada tratamento em termos individuais, daí a opção por incluir os dados absolutos como tentativa de auxiliar no entendimento do comportamento da comunidade. No entanto, para fins de descrição do processo de recuperação da vegetação e comparação com a literatura vigente, cabe o uso das medidas relativas, uma vez que elas levam em conta as modificações na área em relação ao controle ao longo do tempo. Para comunidades que passam por alterações devido às pressões ambientais, como é o caso das dunas, as análises relativas permitem observar se a vegetação que recebeu impacto antrópico acompanhou a tendência natural e dinâmica das dunas ao longo do tempo.

Dessa maneira, os dados médios da cobertura vegetal e os da Cobertura Relativa média calculada para as parcelas de verão são apresentados nas Tabelas 1 e 2.

Tabela 1 – Cobertura absoluta da vegetação sobrevivente (%), para cada tratamento, nas parcelas de verão, para o primeiro ano do experimento (2004/2005)

Ano 1	Tratamento (número de passadas)					
Avaliação	Controle	25	75	200	500	1000
antes	53,75	41,25	37,75	37,58	45,03	37,34
após	54,42	42,08	33,13	27,08	27,78	28,67
15 dias	68,12	56,59	47,58	40,38	36,70	32,87
3 meses	52,08	44,83	44,33	45,17	46,67	41,83
6 meses	47,00	44,92	49,08	38,42	40,67	40,75
9 meses	56,67	50,33	52,33	41,00	45,58	45,92
12 meses	52,75	48,58	50,25	48,67	49,75	44,25

Tabela 2 - Avaliação da Cobertura Vegetal Relativa sobrevivente (%), para cada tratamento, nas parcelas de verão para o primeiro ano do experimento (2004/2005)

Ano 1	Tratamento (número de passadas)						Teste de Friedman
Avaliação	Controle	25	75	200	500	1000	*p-value*
inicial	100	99,21	85,35	70,07	59,99	74,66	0,0134 (*)
15 dias	100	106,57	97,91	83,47	63,31	68,38	0,0057 (*)
3 meses	100	110,43	119,32	122,1	105,29	113,84	0,1397 (n.s.)
6 meses	100	122,61	146,38	115,09	101,67	122,89	0,1643 (n.s.)
9 meses	100	113,95	129,45	101,87	94,52	114,85	0,43 (n.s.)
12 meses	100	118,16	133,53	129,90	110,83	118,89	0,5371 (n.s.)

(*) diferenças significativas; (n.s.) diferenças não significativas.

Os resultados podem ser analisados na Figura 7, que relaciona a intensidade de pisoteio com a Cobertura Vegetal Relativa sobrevivente. Pode-se observar que nenhum tratamento foi suficiente para reduzir a cobertura vegetal a 50% no primeiro ano de avaliação.

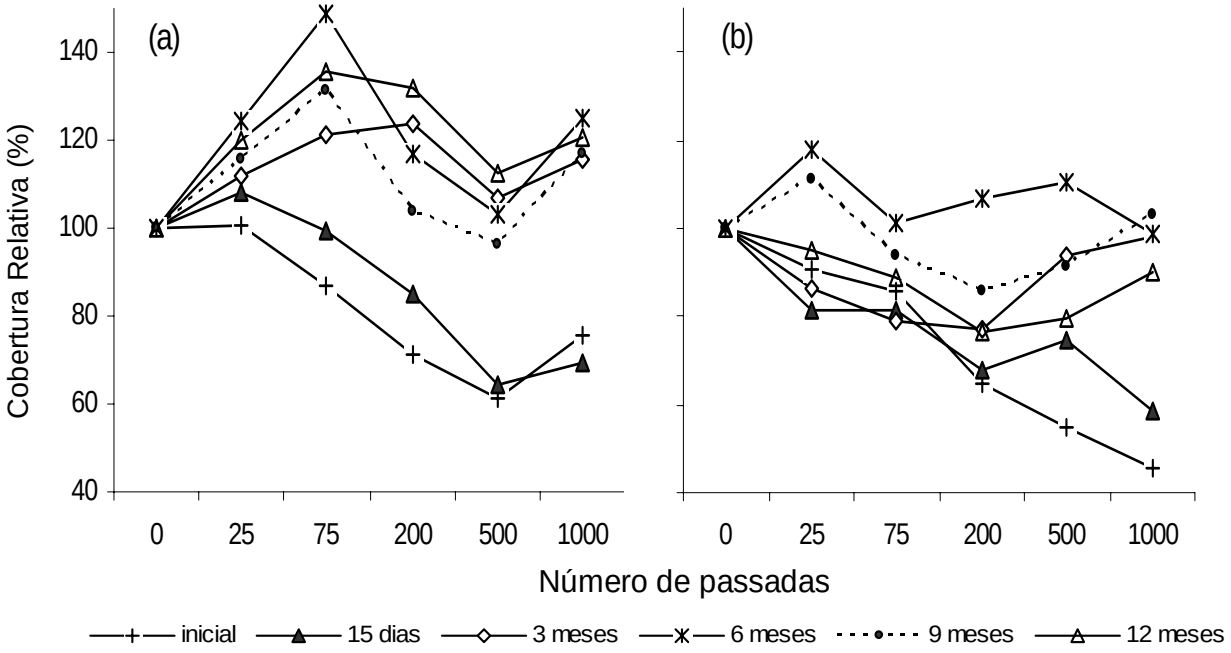


Figura 7 - Cobertura Relativa sobrevivente em cada intensidade de pisoteio, para cada coleta de dados (Vegetação de dunas, Praia da Fazenda, Ubatuba – SP) nas parcelas de verão. (a) ano 1; (b) ano 2

A Cobertura Relativa foi afetada apenas nas duas primeiras medições, logo após (inicial) e 15 dias após o pisoteio. Observa-se na Figura 7 que a recuperação da vegetação foi rápida, ocorrendo em menos de três meses. Na avaliação de 15 dias pode-se notar que a cobertura no controle e nas avaliações de menor intensidade de pisoteio (tratamentos 25, 75 e 200 passadas) já era inclusive maior do que as originais, em valores absolutos (Tabela 1). Em termos relativos, o tratamento de 25 passadas superou o controle já com 15 dias após a perturbação (Tabela 2).

A partir do terceiro mês após o pisoteio, a cobertura vegetal estava completamente recuperada, tanto considerando-se os valores absolutos (Tabela 1) como os valores relativos (Tabela 2), para todos os tratamentos. A partir dessa avaliação as diferenças de cobertura entre os tratamentos não foram mais observáveis, e não houve qualquer

diferença significativa. Depois de recuperada a cobertura, os valores oscilaram a cada avaliação mantendo-se superiores aos da original (anterior ao impacto). No final de 12 meses, a cobertura em valores absolutos e relativos era maior do que a inicial para todos os tratamentos e aproximadamente a mesma para o controle (52,75% no final contra 53,75% inicial em valores absolutos).

No segundo ano do experimento (Tabelas 3 e 4), entretanto, a redução na cobertura vegetal foi mais pronunciada (Figura 7b), havendo redução da Cobertura Relativa para 54% no tratamento de 500 passadas e 45% em 1000 passadas (Tabela 4). A recuperação da cobertura no segundo ano também foi mais lenta como um todo, levando entre seis e nove meses.

Tabela 3 – Cobertura absoluta da vegetação sobrevivente (%), para cada tratamento, nas parcelas de verão, para o segundo ano do experimento (2005/2006)

Ano 2	Tratamento (número de passadas)					
Avaliação	Controle	25	75	200	500	1000
Antes	52,75	48,58	50,25	48,67	49,75	44,25
Após	55,50	46,50	45,17	33,00	28,58	21,26
15 dias	57,00	42,67	44,37	35,53	40,08	28,03
3 meses	46,08	36,63	34,58	32,83	40,75	37,93
6 meses	41,15	44,59	39,58	40,42	42,92	34,17
9 meses	63,23	64,69	56,42	50,00	54,27	54,58
12 meses	68,33	59,79	57,92	48,33	51,46	51,67

Apesar do segundo ciclo de pisoteio ter sido mais prejudicial à vegetação, no final de 12 meses a Cobertura Relativa estava novamente recuperada, tendo inclusive valores maiores que os iniciais, em termos absolutos, para a maioria dos tratamentos, exceto o de 200 passadas, que apresentava valores semelhantes (Tabela 3). Já em termos relativos, a recuperação ocorreu entre seis e nove meses, mas a sua tendência não seguiu a mesma do controle, e os valores relativos se mostraram inferiores a 100%.

Embora a recuperação tenha sido mais lenta para o segundo ano e na maior parte das avaliações abaixo da cobertura original, também não foram encontradas diferenças significativas a partir da medição do terceiro mês.

Através do teste de Friedman foi possível detectar diferenças entre os tratamentos apenas nas duas primeiras avaliações (inicial e 15 dias após o pisoteio), para os dois anos de duração do experimento. Analisando as diferenças entre os tratamentos e

destes em relação ao controle, ainda pelo teste de Friedman, no primeiro ano do estudo foram encontradas diferenças significativas entre o controle e os tratamentos 200 e 500 passadas para a primeira medição. Após 15 dias, as diferenças foram maiores entre o controle e 500 passadas e entre 25 passadas com 500 e com 1000 passadas. No segundo ano do experimento, as diferenças foram encontradas entre o controle comparado com 500 e com 1000 passadas e entre 25 e 75 passadas com 1000 passadas, logo após o pisoteio (Tabela 4). Na segunda avaliação, 15 dias após, foram detectadas diferenças entre o controle e os tratamentos de 200 e de 1000 passadas.

Tabela 4 - Avaliação da Cobertura Vegetal Relativa sobrevivente (%), para cada tratamento, nas parcelas de verão para o segundo ano do experimento (2005/2006)

Ano 2	Tratamento (número de passadas)						Teste de Friedman
Avaliação	Controle	25	75	200	500	1000	*p-value*
Inicial	100	90,97	85,42	64,45	54,60	45,65	0,007(*)
15 dias	100	81,27	81,71	67,57	74,56	58,63	0,0186 (*)
3 meses	100	86,31	78,78	77,23	93,76	98,11	0,7786 (n.s.)
6 meses	100	117,64	100,98	106,46	110,59	98,98	0,8491 (n.s.)
9 meses	100	111,08	93,66	85,71	91,01	102,91	0,722 (n.s.)
12 meses	100	95,01	88,97	76,67	79,85	90,13	0,6397 (n.s.)

(*) diferenças significativas; (n.s.) diferenças não significativas.

O teste de Friedman indicou que não houve diferenças significativas entre os tratamentos de 200, 500 e 1000 passadas, para nenhuma avaliação durante os dois anos de duração do experimento, nem entre o controle, 25 e 75 passadas.

No terceiro mês do experimento houve uma diminuição brusca nos parâmetros avaliados para a vegetação, somente perceptíveis nos valores absolutos (Tabela 3). Informações obtidas junto aos moradores da área indicaram a ocorrência de marés altas no final de junho (15 dias antes da avaliação de inverno de 2005), as quais enterraram parcialmente a comunidade vegetal na área de dunas da Praia da Fazenda. O fato pôde ser comprovado pela observação de várias plantas com brotos recém formados em algumas das parcelas estudadas

A Cobertura Média (média das coberturas de cada espécie considerando os 60 subplots amostrados) está representada na Tabela 18. Embora a tabela seja citada pela primeira vez no texto neste momento, optou-se por colocá-la junto à análise das espécies, onde será referenciada mais vezes.

A soma de todas as coberturas médias individuais mostra pequena diferença no começo do experimento e após três meses de recuperação (41,89% e 45,82% respectivamente). Após 12 meses a cobertura era um pouco maior (49,09 %), No segundo ano do experimento a cobertura caiu de 49,09% para 38,21%, oscilando em torno desse valor médio até o sexto mês, aumentando para 57,74% no nono mês da avaliação e ficando em 54,34 % após 12 meses.

2.6.1.2 Altura Relativa da vegetação

Além da redução na cobertura, o pisoteio também reduziu a altura da comunidade vegetal estudada. Para o primeiro ano do experimento (Figura 8a), o tratamento de 200 passadas mostrou um efeito semelhante ao de 500 (57,93 % e 57,86% respectivamente), e o de 1000 resultou na maior perda (43,02% da altura mantida). A recuperação da altura ocorreu entre o sexto e o nono mês do experimento, como pode ser observado nas Tabelas 5 e 6.

Tabela 5 – Altura absoluta da vegetação (%) para cada tratamento, nas parcelas de verão, para o primeiro ano do experimento (2004/2005)

Ano 1	Tratamento (número de passadas)					
Avaliação	Controle	25	75	200	500	1000
Antes	11,55	9,71	7,82	7,98	9,52	8,71
Após	11,46	7,06	6,05	4,58	5,46	3,71
15 dias	11,07	7,56	6,03	4,42	5,30	4,73
3 meses	10,30	7,09	7,08	6,17	8,98	7,08
6 meses	8,11	7,16	7,12	6,15	7,60	6,60
9 meses	10,67	9,73	8,35	7,98	8,97	8,91
12 meses	13,17	12,94	11,34	11,73	12,35	12,05

Seguindo a tendência encontrada para a Cobertura Relativa, os tratamentos de 200, 500 e 1000 passadas não mostraram diferenças significativas entre eles, mas o de 1000 passadas foi significativamente diferente das medições do controle logo após o pisoteio (inicial). Após 15 dias, os tratamentos de 200, 500 e 1000 passadas continuaram sem diferenças significativas entre si, e os três foram diferentes do controle.

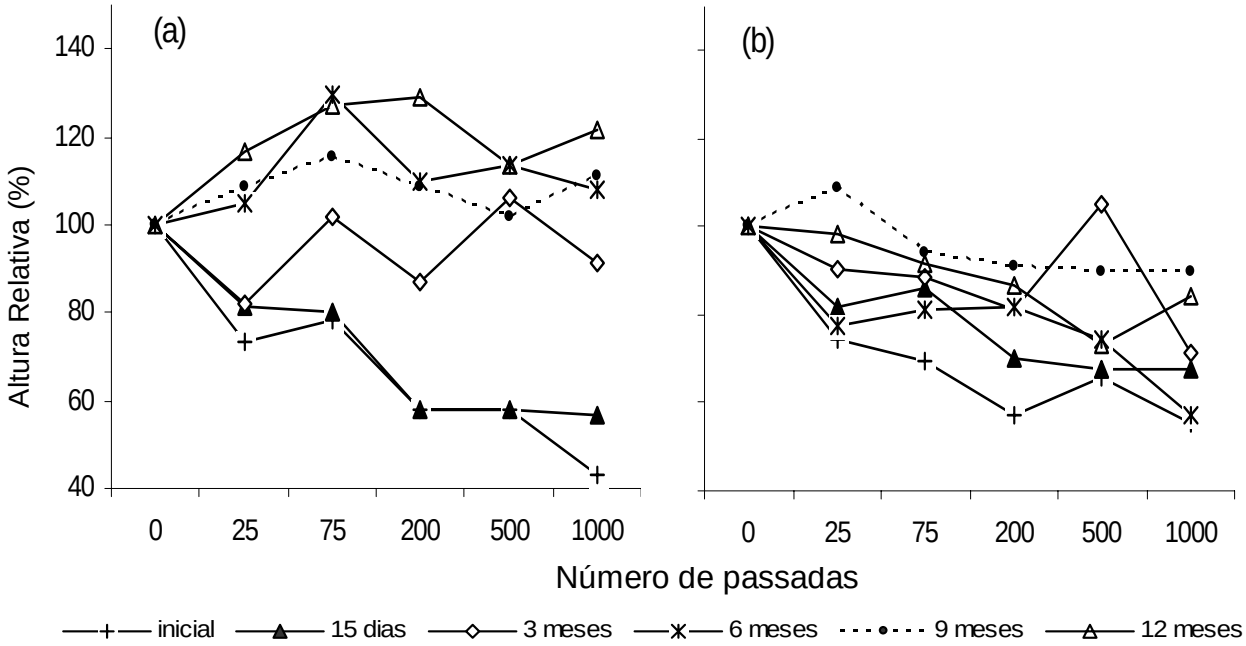


Figura 8 - Altura Relativa de vegetação (AR) sobrevivente em cada intensidade de pisoteio) para cada coleta de dados (Vegetação de dunas, Praia da Fazenda, Ubatuba – SP) nas parcelas de verão, ano 1 e 2

O comportamento de perda de altura da vegetação indica que 200 passadas já representam uma perda significativa para a vegetação estudada, e que o aumento da intensidade de pisoteio, a partir desse limite, tem baixa interferência sobre a comunidade, quando se consideram as avaliações da Altura Relativa.

Dessa forma, houve uma tendência de redução na altura com menor intensidade de pisoteio, e sua recuperação ocorreu mais vagarosamente quando comparada com a da Cobertura Relativa, variando de 86% (nas linhas de 25 passadas) a 105% (500 passadas) após três meses, no primeiro ano de estudo. No final do experimento, 12 meses após o impacto, a Altura Relativa estava superior inclusive à do início do estudo, para todos os tratamentos, tanto para os valores absolutos (Tabela 5), como para os relativos (Tabela 6), mostrando a mesma tendência encontrada pela cobertura vegetal. Ainda de forma semelhante ao que foi encontrado para a cobertura, não houve diferenças significativas entre os tratamentos a partir do terceiro mês após o pisoteio.

Tabela 6 - Avaliação da Altura Relativa, para cada tratamento, nas parcelas de verão, para o primeiro ano do experimento (2004/2005)

Ano 1	Tratamento (número de passadas)						Teste de Friedman
Avaliação	Controle	25	75	200	500	1000	*p-value*
Inicial	100	73,39	78,07	57,93	57,86	43,02	0,0101 (*)
15 dias	100	81,27	80,46	57,81	58,06	56,64	0,039(*)
3 meses	100	81,88	101,57	86,71	105,84	91,25	0,6212 (n.s.)
6 meses	100	105,13	129,77	109,81	113,79	108,09	0,43 (n.s.)
9 meses	100	108,51	115,68	108,30	102,10	110,89	0,8907(n.s.)
12 meses	100	116,89	127,21	128,87	113,76	121,41	0,1779 (n.s.)

(*) diferenças significativas; (n.s.) diferenças não significativas.

Nas tabelas 7 e 8, encontram-se os dados referentes às avaliações de altura para o segundo ano das parcelas de verão. A perda de altura teve a mesma tendência do primeiro ano do experimento (Figura 8b), com os menores valores para os tratamentos de 200 e 1000 passadas (respectivamente 57,2% e 55,49% restantes), seguidos pelo de 500 passadas (65,61 %; Tabela 8).

Tabela 7 - Altura absoluta da vegetação (%) para cada tratamento, nas parcelas de verão, para o segundo ano (2005/2006)

Ano 2	Tratamento (número de passadas)					
Avaliação	Controle	25	75	200	500	1000
Antes	13,17	12,94	11,34	11,73	12,35	12,05
Após	13,93	10,15	8,31	7,09	8,56	7,07
15 dias	10,33	8,27	7,67	6,43	6,52	6,36
3 meses	7,97	7,10	6,09	5,75	7,87	5,22
6 meses	10,52	7,99	7,37	7,63	7,37	5,51
9 meses	13,62	14,51	11,01	11,04	11,49	11,20
12 meses	14,28	13,83	11,29	11,03	9,79	11,00

A partir da segunda avaliação (após 15 dias), não foram detectadas diferenças significativas entre os tratamentos, pelo teste de Friedman. A recuperação da altura da vegetação ocorreu de forma mais lenta do que no ano anterior, tendo os valores máximos na avaliação de nove meses, com uma leve queda aos 12 meses, exceto para o controle, em valores absolutos (Tabela 7). No final do experimento, entretanto, os valores de Altura Relativa foram maiores para o controle e para 25 passadas, semelhantes para 75 e 200 passadas e inferiores para 500 e 1000 passadas em relação aos valores iniciais. Em termos relativos, no segundo ano do experimento a vegetação apresentou, em geral, valores inferiores ao controle em todos os tratamentos

e avaliações, exceto o de 500 passadas aos três meses e o de 25 passadas aos nove meses. Na avaliação final, todos os valores de Altura Relativa eram inferiores aos valores iniciais.

Tabela 8 - Avaliação da Altura Relativa, para cada tratamento, nas parcelas de verão, para o segundo ano (2005/2006)

Ano2	Tratamento (número de passadas)						Teste de Friedman
Avaliação	Controle	25	75	200	500	1000	*p-value*
Inicial	100	74,23	69,34	57,20	65,61	55,49	0,0402 (*)
15 dias	100	81,55	86,30	69,95	67,39	67,36	0,2428(n.s.)
3 meses	100	90,70	88,79	81,08	105,39	71,53	0,2337 (n.s.)
6 meses	100	77,28	81,39	81,50	74,71	57,29	0, 3987 (n.s.)
9 meses	100	108,52	93,99	91,12	90,05	89,90	0,2545 (n.s.)
12 meses	100	98,59	91,88	86,75	73,16	84,16	0,0883 (n.s.)

(*) diferenças significativas; (n.s.) diferenças não significativas.

No terceiro mês do experimento houve uma queda na altura da vegetação para todos os tratamentos, ainda mais evidente que a queda na cobertura, somente perceptível nos valores absolutos (Tabela 7). Essa queda ocorreu devido às ressacas do mês anterior, junho de 2005.

2.6.2 Parcelas de inverno

2.6.2.1 Cobertura Relativa da vegetação

De um modo geral, os efeitos do pisoteio foram mais perceptíveis e duradouros nas parcelas impactadas no inverno do que no verão.

Os dados de Cobertura Relativa para as parcelas pisoteadas no inverno, no primeiro ano do experimento, se encontram nas Tabelas 9 e 10 e na Figura 9a. Semelhante ao encontrado para as parcelas de verão, o efeito sobre a cobertura foi mais evidente no tratamento de 1000 passadas (restando 53,08%), seguido pelos de 200 e 500 (respectivamente 72,23 % e 76,92% restantes). A vegetação se recuperou de forma mais lenta do que as parcelas impactadas no verão, mas com boa recuperação na avaliação de três meses, exceto para o tratamento de 1000 passadas que demorou seis meses para se restabelecer, quando considerados os dados absolutos (Tabela 9). Entretanto, se forem analisados os de Cobertura Relativa, somente encontrar-se-á recuperação após 12 meses (Tabela 10). O tratamento de 200

passadas teve uma recuperação mais rápida que os demais, atingindo 97,31% de cobertura com apenas 15 dias passados do impacto.

Tabela 9 - Cobertura absoluta da vegetação sobrevivente (%), para cada tratamento, nas parcelas de inverno, para o primeiro ano do experimento (2004/2005)

Ano 1	Tratamento (número de passadas)					
Avaliação	Controle	25	75	200	500	1000
Antes	38,25	44,08	31,27	37,25	33,42	38,45
Após	39,92	44,17	32,33	28,78	27,50	21,83
15 dias	47,58	51,92	37,65	46,62	32,75	24,03
3 meses	42,33	47,92	41,75	39,25	39,42	27,42
6 meses	48,67	56,50	35,33	43,08	38,67	39,33
9 meses	49,58	49,00	38,92	39,50	40,17	35,90
12 meses	32,42	33,58	30,67	31,08	31,08	35,92

Tabela 10 - Avaliação da Cobertura Vegetal Relativa sobrevivente (%), para cada tratamento, nas parcelas de inverno para o primeiro ano do experimento (2004/2005)

Ano 1	Tratamento (número de passadas)						Teste de Friedman
Avaliação	Controle	25	75	200	500	1000	*p-value*
Inicial	100	93,65	96,66	72,23	76,92	53,08	0,025(*)
15 dias	100	91,57	93,63	97,31	76,21	48,60	0,0245 (*)
3 meses	100	95,01	116,71	92,09	103,09	62,32	0,0236 (*)
6 meses	100	97,44	85,92	87,93	87,97	77,77	0,7786 (n.s.)
9 meses	100	82,94	92,88	79,13	89,69	69,67	0,7786 (n.s.)
12 meses	100	86,95	111,95	95,24	106,17	106,62	0,7657 (n.s.)

(*) diferenças significativas; (n.s.) diferenças não significativas.

Através do teste de Friedman pode-se observar que houve diferenças significativas entre as intensidades de pisoteio até o terceiro mês após a instalação do experimento. Na avaliação logo após o pisoteio houve diferença entre o controle e os tratamentos de 200 e de 1000 passadas. Decorridos 15 dias, as diferenças continuaram entre o controle e 1000 passadas e entre 200 e 1000 passadas, possivelmente pela grande recuperação do tratamento de 200 passadas. Após três meses foram detectadas diferenças entre os tratamentos de 1000 e 75 passadas.

Analisando os valores absolutos para a cobertura, pode-se notar uma queda nos valores do nono para o décimo segundo mês (Tabela 9). Essa medição coincide com o terceiro mês das parcelas de inverno, e também ocorreu devido ao soterramento de parte das plantas com areia, no período das ressacas de inverno.

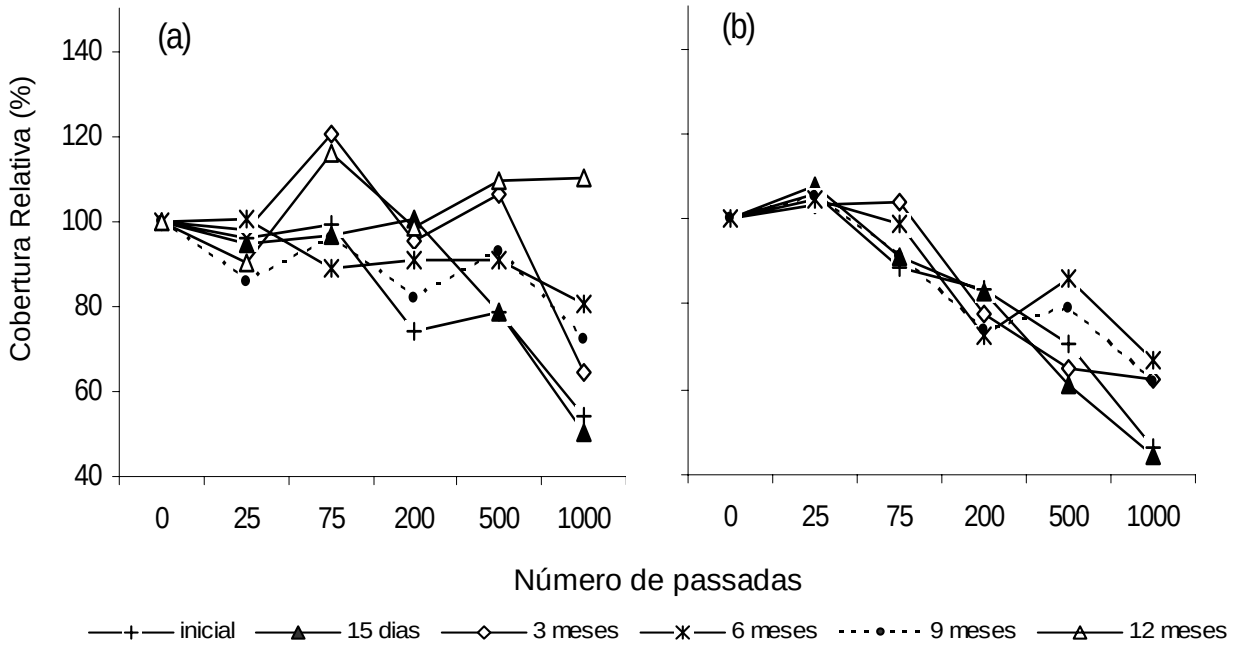


Figura 9 - Cobertura Relativa de vegetação (AR) sobrevivente em cada intensidade de pisoteio para cada coleta de dados (Vegetação de dunas, Praia da Fazenda, Ubatuba – SP) nas parcelas de inverno, anos 1 e 2

O segundo ano da avaliação, iniciado em julho de 2005 (Figura 9b), teve a mesma tendência de perda de cobertura proporcional à quantidade de impacto. Assim, o tratamento de 1000 passadas foi o mais afetado, restando 44,97% da cobertura inicial logo após o pisoteio, aumentando a cobertura sobrevivente conforme a quantidade de impacto diminuía. O tratamento de 25 passadas não sofreu alterações perceptíveis durante o experimento. Para os tratamentos de intensidades média e alta (200, 500 e 1000 passadas), a cobertura diminuiu ainda mais 15 dias após o impacto, tanto em valores absolutos (Tabela 11) como nos dados relativos (Tabela 12).

De um modo geral, a recuperação da Cobertura Relativa no segundo ano foi mais lenta, e após nove meses de experimento ainda estava bem abaixo da cobertura inicial para as maiores intensidades de pisoteio (Tabela 12). Houve diferenças significativas entre os tratamentos até o sexto mês de avaliação. O controle diferiu significativamente do tratamento de 1000 passadas nas avaliações inicial, 15 dias e seis meses após. Comparando o controle com o tratamento de 500 passadas, foram encontradas diferenças significativas na avaliação inicial e na de três meses após o pisoteio. O

tratamento de 1000 passadas também apresentou diferenças significativas com o de 25 para as duas primeiras avaliações (inicial e 15 dias após).

Tabela 11 - Cobertura absoluta da vegetação sobrevivente (%), para cada tratamento, nas parcelas de inverno, para o segundo ano do experimento (2005/2006)

Ano 2	Tratamento (número de passadas)					
Avaliação	Controle	25	75	200	500	1000
antes	33,33	33,58	30,67	31,08	31,08	35,92
após	33,62	35,75	27,50	26,25	22,17	16,75
15 dias	33,33	36,25	28,00	25,83	18,92	16,00
3 meses	38,42	40,08	36,67	27,92	23,25	25,92
6 meses	60,08	63,25	54,67	40,75	48,25	43,08
9 meses	51,83	55,08	43,58	35,58	38,25	34,33

Tabela 12 - Avaliação da Cobertura Vegetal Relativa sobrevivente (%), para cada tratamento, nas parcelas de inverno para o segundo ano do experimento (2005/2006)

Ano 2	Tratamento (número de passadas)						Teste de Friedman
Avaliação	Controle	25	75	200	500	1000	*p-value*
Inicial	100	102,65	86,47	81,43	68,77	44,97	0,0022 (*)
15 dias	100	104,97	88,79	80,82	59,18	43,32	0,0084 (*)
3 meses	100	100,71	100,89	75,78	63,12	60,89	0,0245 (*)
6 meses	100	101,61	96,18	70,73	83,75	64,72	0,0421 (*)
9 meses	100	102,58	88,88	71,59	76,96	59,78	0,1851 (n.s.)

(*) diferenças significativas; (n.s.) diferenças não significativas.

Após a avaliação de nove meses no segundo ano, o experimento foi interrompido porque, entre os meses de junho e julho de 2006, ocorreram ressacas muito fortes na área de estudo, as quais causaram erosão, removendo toda a areia e vegetação de dunas da praia (Figura 10). O nível atingido pelas marés da ressaca foi um dos maiores observados pelas pessoas que trabalham na área do parque. [1]

A Tabela 19 apresenta os dados de Cobertura Média das parcelas de inverno para os dois anos de experimento, calculados para os 60 subplots avaliados. Embora a tabela seja citada pela primeira vez no texto neste momento, optou-se por colocá-la junto à análise das espécies, onde será referenciada mais vezes, da mesma forma que a Tabela 18 para as parcelas de verão.

[1] Notificação pessoal de Mayr Lugero, funcionário do Núcleo Pincinguaba desde a sua criação.

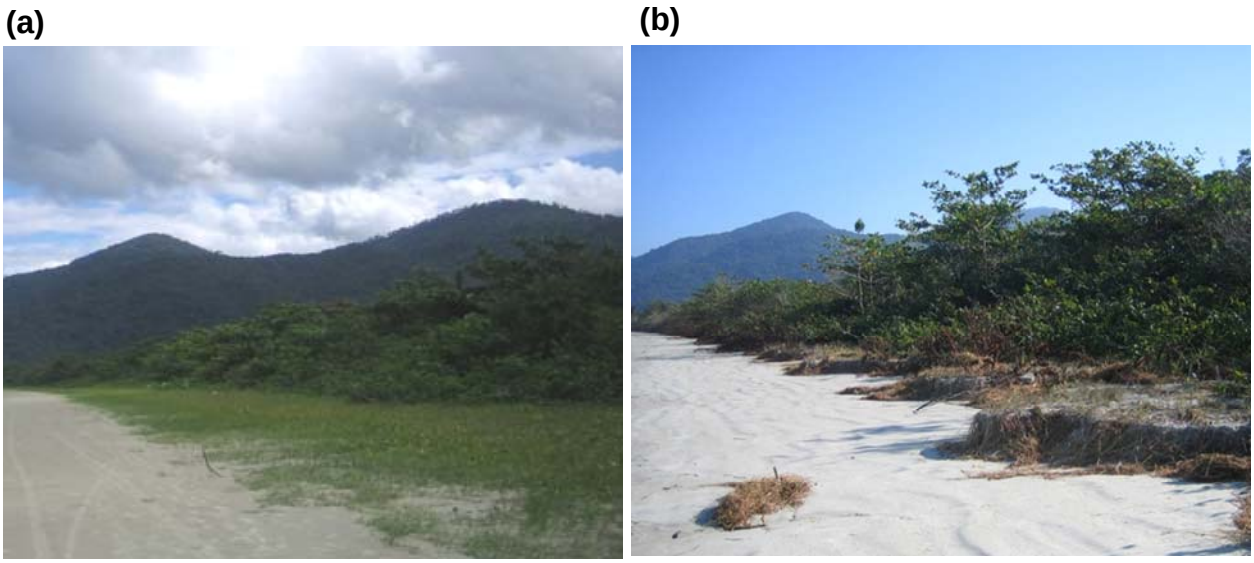


Figura 10 – Fisionomia da vegetação estudada na Praia da Fazenda em dois momentos distintos: (a) em janeiro de 2006, quando é a estação de maior crescimento vegetativo e (b) após as ressacas ocorridas em julho do mesmo ano

A tendência de perda da cobertura total se manteve nas parcelas de inverno, sendo que no segundo ano de avaliação levou mais tempo para que ocorresse sua recuperação (15 dias e três meses respectivamente). A cobertura final também foi superior à inicial no segundo ano de estudo, passando de 32,14 % para 43,05 após nove meses, quando o experimento foi interrompido pela erosão causada pela ressaca. No primeiro ano, houve uma queda na cobertura média entre o nono e o décimo segundo mês, provavelmente devido à ocorrência de marés altas que enterraram parcialmente a vegetação, conforme citado anteriormente para as parcelas de verão.

2.6.2.2 Altura Relativa da vegetação

Seguindo a tendência encontrada para a Cobertura Relativa, a perda de altura foi mais pronunciada e demorou mais tempo a se recuperar nas parcelas de inverno do que nas de verão.

Os dados referentes à Altura Relativa para as parcelas de inverno se encontram nas Tabelas 13 e 14 para o experimento iniciado em julho de 2004 e nas Tabelas 15 e 16 para o ano seguinte. Para o primeiro ano do experimento, os valores de altura foram bastante reduzidos após o pisoteio, tanto em termos absolutos (Tabela 13) como em termos relativos (Tabela 14). Na avaliação logo após o pisoteio, a altura ficou abaixo de

50 % nos tratamentos de 500 e 1000 passadas (respectivamente 44,97% e 43,61% restantes; Tabela 14).

Tabela 13 – Altura absoluta da vegetação (%) para cada tratamento, nas parcelas de inverno, para o primeiro ano do experimento (2004/2005)

Ano 1	Tratamento (número de passadas)					
Avaliação	Controle	25	75	200	500	1000
Antes	8,27	10,86	6,93	9,40	11,08	9,46
Após	8,78	9,05	5,75	6,82	5,29	4,38
15 dias	8,73	8,87	5,92	6,52	6,12	4,61
3 meses	8,63	8,72	6,78	6,62	6,63	6,39
6 meses	9,49	11,49	7,86	8,83	8,07	7,83
9 meses	10,02	10,02	7,41	8,83	7,79	6,78
12 meses	6,39	7,13	6,19	6,81	7,26	5,98

A recuperação da altura foi lenta (Figura 11a), de forma semelhante à da cobertura, mas, com exceção do tratamento de 75 passadas, com 115,6% após 12 meses, não houve recuperação completa da altura original (Tabela 14).

Tabela 14 – Avaliação da Altura Relativa, para cada tratamento, nas parcelas de inverno, para o primeiro ano do experimento (2004/2005)

Ano 1	Tratamento (número de passadas)						Teste de Friedman
Avaliação	Controle	25	75	200	500	1000	*p-value*
Inicial	100	78,49	78,15	68,34	44,97	43,61	0,0019 (*)
15 dias	100	77,37	80,92	65,71	52,32	46,16	0,0117 (*)
3 meses	100	76,95	93,75	67,49	57,34	64,73	0,0128 (*)
6 meses	100	92,20	98,84	81,86	63,47	72,13	0,046 (*)
9 meses	100	76,15	88,25	77,53	58,03	59,15	0,282 (n.s.)
12 meses	100	84,97	115,60	93,76	84,80	81,81	0,1779 (n.s.)

(*) diferenças significativas; (n.s.) diferenças não significativas.

Os dados obtidos pelo teste de Friedman indicaram diferenças significativas até o sexto mês após o pisoteio. Logo após o impacto as diferenças ocorreram entre o controle e os tratamentos de 200, 500 e 1000 passadas. Após 15 dias as diferenças se mantiveram entre o controle e os tratamentos de 500 e 1000 passadas. Como a recuperação do tratamento de 1000 passadas foi mais rápida, a partir dos três meses as diferenças só foram significativas entre 500 e o controle (Figura 11). Novamente, entre as avaliações de nove e 12 meses ocorreu uma perda de altura generalizada na

vegetação, mais perceptível para os dados absolutos do que para os relativos, correspondente às marés altas do mês anterior, junho de 2005.

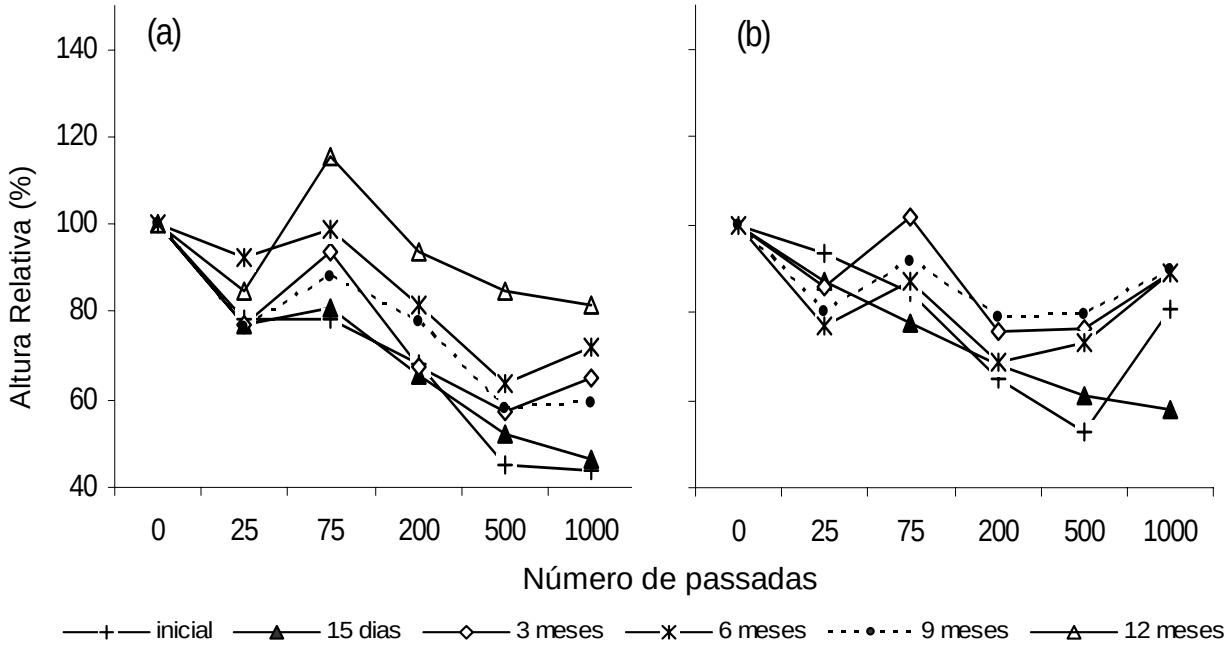


Figura 11 - Altura Relativa de vegetação (AR) sobrevivente em cada intensidade de pisoteio) para cada coleta de dados (Vegetação de dunas, Praia da Fazenda, Ubatuba – SP) nas parcelas de inverno, ano 1 e 2

No segundo ano do experimento (Tabelas 15 e 16), a maior redução na altura ocorreu no tratamento de 500 passadas, seguido pelo de 200 e pelo de 1000 (respectivamente 52,67% e 64,94%). Na segunda avaliação, a perda de altura foi maior para o tratamento de 1000 passadas (57,76%) seguido do de 500 e de 200 passadas. A recuperação foi lenta, em geral não atingindo os valores do início, mantendo-se entre 70 e 90% (Figura 11b).

Através do teste de Friedman foram detectadas diferenças significativas até o sexto mês do experimento, seguindo a tendência do ano anterior. Houve diferenças entre o controle e 500 passadas até o sexto mês; entre o controle e 200 logo após o pisoteio; entre o controle e 1000 passadas logo após o pisoteio e no sexto mês. Também foram encontradas diferenças significativas entre 75 e 500 passadas no terceiro mês da avaliação. Não houve diferenças significativas entre os tratamentos 200, 500 e 1000 passadas, nem entre o controle e os de 25 e 75 passadas.

Tabela 15 – Altura absoluta da vegetação (%) para cada tratamento, nas parcelas de inverno, para o segundo ano do experimento (2005/2006)

Ano 2	Tratamento (número de passadas)					
Avaliação	Controle	25	75	200	500	1000
Antes	6,39	7,13	6,19	6,81	7,26	5,98
Após	6,30	6,55	5,17	4,36	3,77	4,77
15 dias	7,44	7,20	5,57	5,40	5,15	4,02
3 meses	9,31	8,91	9,15	7,52	8,03	7,75
6 meses	10,89	9,37	9,20	7,98	9,06	9,09
9 meses	12,06	10,77	10,65	10,12	10,86	10,13

Tabela 16 – Avaliação da Altura Relativa, para cada tratamento, nas parcelas de inverno, para o segundo ano do experimento (2005/2006)

Ano2	Tratamento (número de passadas)						Teste de Friedman
Avaliação	Controle	25	75	200	500	1000	*p-value*
Inicial	100	93,18	84,71	64,94	52,67	80,91	0,0204 (*)
15 dias	100	86,76	77,23	68,07	60,86	57,76	0,008(*)
3 meses	100	85,77	101,53	75,83	75,93	89,01	0,0883 (*)
6 meses	100	77,10	87,26	68,75	73,26	89,16	0,0122 (*)
9 meses	100	80,07	91,21	78,73	79,25	89,75	0,2428 (n.s.)

(*) diferenças significativas; (n.s.) diferenças não significativas

2.6.3 Resistência, Resiliência e Tolerância

As pressuposições necessárias para a utilização da análise de variância são as mesmas para a realização da regressão linear. Assim, não foi possível calcular as regressões que relacionassem a intensidade do pisoteio com a perda na cobertura vegetal, através das quais são estimados os valores de Resistência, Resiliência e Tolerância para as comunidades vegetais (LIDDLE, 1975; COLE; BAYFIELD, 1993).

Tais valores, obtidos através dos dados de Cobertura Relativa do experimento, para as parcelas de verão e de inverno e para os dois anos de pisoteio, estão na Tabela 17. Os valores de resistência foram baseados na intensidade aproximada de pisoteio realizado que reduziu a cobertura vegetal a 50%. Assim, para as parcelas de verão, foram necessários valores acima de 1000 e entre 500 e 1000 passadas, respectivamente para o primeiro e o segundo ano de estudo. Para as de inverno, os valores caíram, sendo próximos, mas inferiores a 1000 passadas no primeiro ano, e mantendo-se entre 500 e 1000 passadas para o segundo.

Tabela 17 – Valores de resistência, resiliência e tolerância obtidos a partir dos valores Cobertura Relativa, para as parcelas de verão e inverno, para os dois anos de experimento

Parcelas	Resistência (passadas)	Resiliência (3m) (cobertura)	Resiliência (12m) (cobertura)	Tolerância (passadas)
Verão – Ano 1	Maior que 1000	114%	119%	Acima de 1000
Verão – Ano 2	Entre 500 e 1000	93 a 98%	79 a 90%	Acima de 1000
Inverno – Ano 1	Cerca de 1000	Cerca de 60%	Cerca de 110%	Cerca de 1000
Inverno – Ano 2 (*)	Entre 500 e 1000	Entre 61 e 63%	Entre 60 e 77%	Entre 200 e 500

(*) valores para o nono mês do experimento

Os valores de resiliência correspondem à quantidade de cobertura vegetal aproximada após um ano para a intensidade de pisoteio encontrada no cálculo da resistência. Como a recuperação da comunidade ocorreu em menos de três meses nas parcelas de verão, foram determinados os valores de resiliência para três meses além de para 12 meses conforme a literatura recomenda. Para as parcelas de verão, como a recuperação foi muito rápida, houve pouca diferença na resistência de três e 12 meses (Tabela 17). Para as parcelas de inverno, como a recuperação foi mais lenta, a resiliência foi maior após 12 meses. De qualquer forma, é possível perceber que o segundo ano de impacto fez com que a resiliência caísse para valores inferiores a 100%.

A Tolerância corresponde ao número de passadas que após um ano mantêm 75% da cobertura vegetal. Para as parcelas de verão, todos os valores de cobertura foram superiores a 100% no primeiro ano e a 75% no segundo, independente da intensidade de pisoteio. Já para as parcelas de inverno, o segundo ano mostrou uma tolerância mais baixa, com valores em torno de 75% para os tratamentos de 200 e 500 passadas.

2.6.4 Análise das espécies

De acordo com o comportamento das espécies em relação ao pisoteio, essas foram classificadas em Indiferentes, Favorecidas ou Prejudicadas (Tabela 18). Espécies Indiferentes tiveram sua cobertura e freqüência relativa aproximadamente equivalentes ao longo dos dois anos de experimento, como as Poaceaes *Panicum racemosum* e

Stenotaphrum secundatum. As Favorecidas tiveram aumento na freqüência e na cobertura durante os anos do estudo, e muitas vezes só apareceram na área após o pisoteio, como as Asteraceaes *Artemisia alisinthium* e *Wedelia paludosa*. As espécies Prejudicadas tiveram a freqüência e a cobertura reduzidas ao longo do estudo, como é o caso de *Blutaparon portulacoides.*

Tabela 18 – Lista das espécies com suas respectivas famílias e autores e sua identificação quanto ao comportamento em relação ao pisoteio

Família	Espécie	Autor	Comportamento
Amaranthaceae	*Blutaparon portulacoides*	(A. St.-Hil.) Mears	Prejudicada
Araliaceae	*Hydrocotyle bonariensis*	Lam.	Favorecida
Aristolochiaceae	*Aristolochia macroura*	Gomez	Intermediárias
Asteraceae	*Artemisia alisinthium*	L.	Favorecida
	Mikania cordifolia	(Lam) DC.	Favorecida
	Wedelia paludosa	DC.	Favorecida
Combretaceae	*Terminalia catappa*	L.	Indiferente
Convolvulaceae	*Ipomea pes-caprae*	(L.) R. Br.	Indiferente
Cyperaceae	*Cyperus flavus*	J. Presl & C. Presl	Indiferente
	Cyperus ligularis	L.	Favorecida
	Remirea maritima	Aubl.	Favorecida
Euphorbiaceae	*Sebastiania corniculata*	(Vahl) Müll. Arg.	Intermediárias
Fabaceae	*Chamaesyce caecorum*	(Mart. Ex Boiss.) Croizat	Favorecida
	Dalbergia ecastaphyllum	(L.) Taub.	Favorecida
Myrsinaceae	*Rapanea umbellata*	(Mart.) Mez.	Intermediárias
Poaceae	*Cenchrus echinatus*	L.	Favorecida
	Panicum racemosum	(P. Beauv.) Spreng.	Indiferente
	Stenotaphrum secundatum	(Walter) Kuntze	Indiferente
Polygalaceae	*Polygala cyparissias*	A. St.-Hil. & Moq.	Favorecida

As espécies que foram favorecidas no primeiro ano, colonizando a área impactada, mas que foram reduzidas no segundo ano, após receberem diretamente o impacto do pisoteio, foram chamadas de Intermediárias.

A Figura 12a destaca a vegetação de duna antes do pisoteio, no final da estação de crescimento. As três espécies mais comuns e de ampla ocorrência na área de estudo *Panicum racemosum, Hydrocotyle bonariensis* e *Blutaparon portulacoides* também se encontram representadas na Figura 12, e serão descritas em detalhe,

devido à possibilidade de serem calculadas as Coberturas Relativas das espécies ao longo do tempo. Essas espécies foram classificadas pelo seu modo de vida, segundo o sistema de Raunkiaer (1943, apud KENT; COKER (1996).

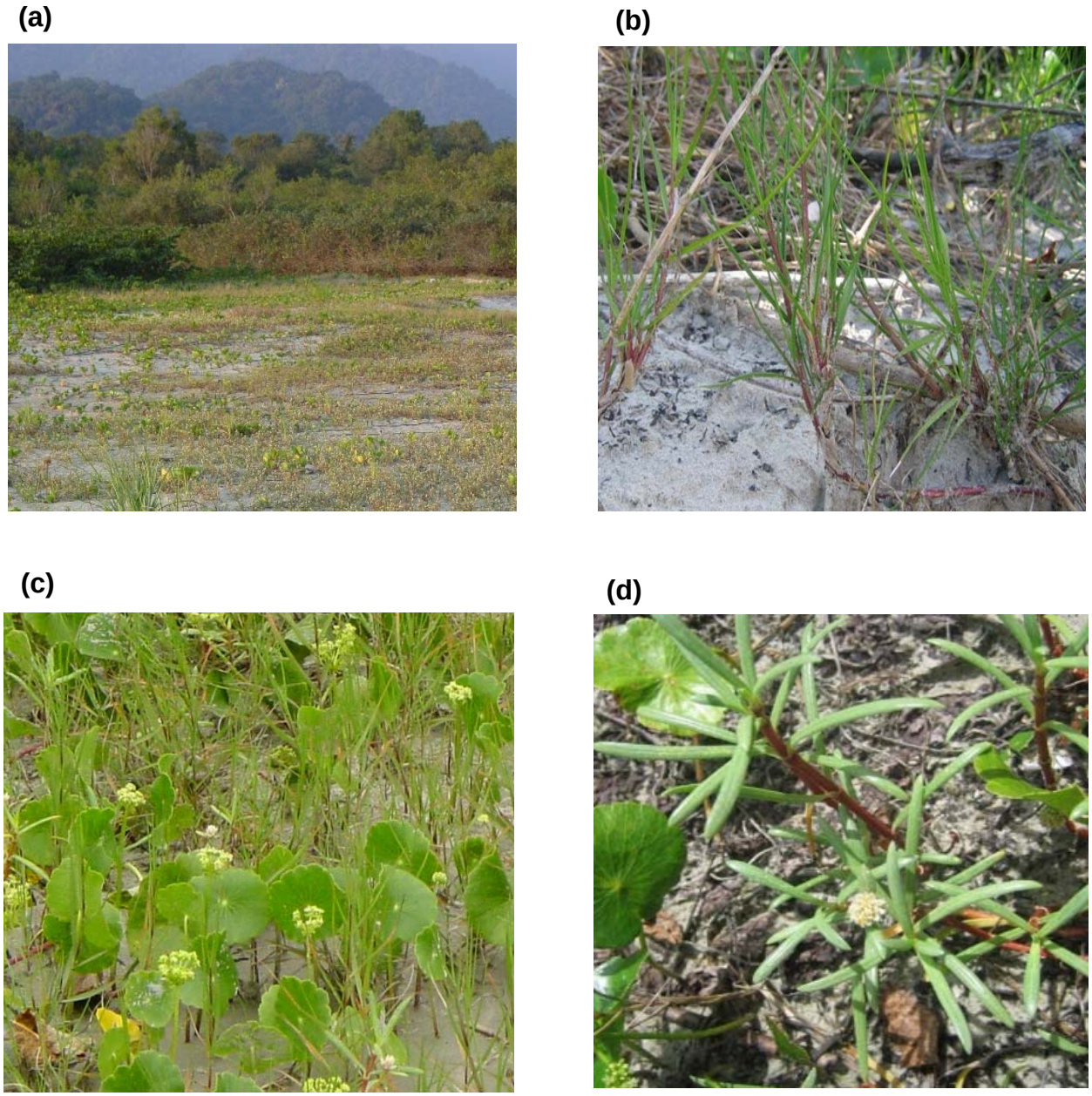


Figura 12 – Vista da vegetação de dunas da Praia da Fazenda; (a) vista geral; detalhe mostrando (b)*Panicum racemosum*, (c) *Hydrocotyle bonariensis* e (d) *Blutaparon portulacoides*

As Tabelas 19 e 20 se referem ao cálculo da cobertura média de cada espécie, respectivamente para o verão e inverno, conforme apresentado anteriormente, nos itens 2.6.1.1 e 2.6.2.1.

As freqüências relativas, que se referem à porcentagem dos 60 subplots de 30 x 50 cm nos quais as espécies ocorrem, foram calculadas para todas as espécies amostradas tanto para as parcelas de verão (Tabela 21) como para as de inverno (Tabela 22) e para os dois anos de duração dos experimentos.

Os valores da cobertura média foram, em geral, maiores no final do experimento, não só devido à regeneração das espécies iniciais, mas também pela adição de novas espécies (Tabelas 19 e 20) . No começo do experimento, em março de 2004, apenas cinco espécies foram identificadas nas parcelas de verão. Após três meses havia seis espécies e, depois de um ano, 11 foram encontradas.

Algumas das espécies eram plântulas de arvoretas e arbustos lenhosos que ocorrem na vegetação de restinga anexa, como a espécie *Rapanea umbellata.* A rasteira *Ipomea pes-capre* é uma planta muito comum em vegetação de dunas no Sul e Sudeste enquanto as trepadeiras *Mikania cordifolia* e *Aristolochia macroura* ocorrem preferencialmente sobre os arbustos e arvoretas da restinga. Ambas as espécies são comuns na área de estudo e puderam colonizá-la após o pisoteio.

As espécies *Stenotaphrum secundatum, Polygala ciparissias* e *Dalbergia ecastophylum* ocorreram desde o início do experimento, mas em baixa freqüência e cobertura. As duas primeiras são comuns na área de estudo e ocorrem em dunas de outras regiões do país, enquanto a última é um arbusto da restinga da praia estudada, mas que dificilmente se fixa na areia das dunas. Após o pisoteio elas tiveram um nítido aumento tanto na freqüência relativa como na cobertura média no primeiro ano de estudo. No segundo ano, a espécie *Stenotaphrum secundatum* diminuiu sua freqüência e cobertura após o pisoteio, enquanto as outras duas aumentaram ainda mais..

No segundo ano do experimento, o número de espécies aumentou ainda mais, refletindo também no aumento da cobertura média. As espécies *Cenchrus echinatus, Artemisia alisinthium* e *Wedelia paludosa* colonizaram as parcelas impactadas e as espécies do ano anterior foram mantidas. Das três espécies somente a primeira é característica da vegetação de dunas. As duas últimas, embora ocorram na região litorânea, são invasoras, também encontradas nos quintais dos moradores da praia. A Asteraceae *Wedelia paludosa* é de ampla ocorrência no país, sendo utilizada, inclusive, como planta ornamental.

Tabela 19 – Cobertura média (C) das espécies ano 1 e ano 2, para as parcelas de verão; (a) antes do pisoteio; (d) depois; (15) 15 dias; (3) 3 meses; (6) 6 meses; (9) 9 meses; (12/a) 12 meses/antes; (12) 12 meses

Espécie	C (a)	C (d)	C(15)	C(3m)	C(6m)	C(9m)	C (12/a)	C (d)	C(15)	C(3m)	C(6m)	C(9m)	C(12m)
Panicum racemosum	22,26	21,99	24,83	18,56	14,51	18,42	18,08	16,36	16,61	14	15,66	20,64	20,625
Blutaparon portulacoides	7,92	5,63	10,99	13,69	11,75	7,49	5,125	5,18	4,17	4,57	3,23	3,44	1,27
Hidrocotyle bonariensis	10,89	1,097	10,04	12,09	13,22	14,39	14,08	6,68	9,502	12,13	16,13	19,58	8,91
Polygala ciparissias	0,64	0,74	0,93	0,76	2,15	5	7,04	5,97	4,27	0,15	1,79	9,41	15,28
Dalbergia ecastophyllum	0,069	0,041	0,056	0,11	0,46	0,25	0,19	0,083	0,31	0,32	0,66	0,75	1,72
Stenotaphrum secundatum	0,083	0	0	0	0,42	1,31	2,09	2,09	2,09	3,75	0,24	1,58	1,09
Ipomea pes-capre	0	0	0,042	0,597	0,99	0,74	1,14	0,78	0,902	0,56	0,78	0,47	0,92
Rapanea umbellata	0	0	0	0	0,36	0,33	0,39	0,42	0,46	0,17	0,295	0,295	0,295
Mikania cordifolia	0	0	0	0	0,069	0,19	0,597	0,56	1,056	0	0,29	0,57	1,41
Sebastiania corniculata	0	0	0	0	0,11	0,14	0,056	0	0	0	0	0	0,28
Aristolochia macroura	0	0	0	0	0,437	0,5	0,41	0,083	0,11	0	0,24	0	0,12
Cenchrus echinatus	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0,54	0,208	0,24	0,21
Artemisia alisinthium	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0,035	0,42	0,47
Wedelia paludosa	0	0	0	0	0	0	0	0	0,056	0	0	0,35	1,48
Cobertura Total	41,89	35,52	46,89	45,82	44,48	48,75	49,09	38,21	39,54	36,19	39,57	57,74	54,375

Nota: C (12/a) = dados da avaliação de 12 meses para o ano 1 correspondentes à mesma avaliação de antes do pisoteio para o ano 2

Tabela 20 – Cobertura média (C) das espécies ano 1 e ano 2, para as parcelas de inverno; (a) antes do pisoteio; (d) depois; (15) 15 dias; (3) 3 meses; (6) 6 meses; (9) 9 meses; (12/a) 12 meses/antes; (12) 12 meses

(continua)

Espécie	C (i)	C (d)	C(15)	C(3m)	C(6m)	C(9m)	C(12/i)	C (d)	C(15)	C(3m)	C(6m)	C(9m)	C(12m)
Panicum racemosum	18,17	16,625	18,71	14,99	15,89	14,03	13,17	13,61	10,76	13,29	17,32	13,15	...
Blutaparon portulacoides	9,19	8,78	10,96	9,65	5,93	4,16	4,51	3,43	3,08	2,36	1,92	0,4	...
Hidrocotyle bonariensis	7,32	4,73	8,42	11,67	13,35	11,06	10,11	5,75	7,82	6,78	13,58	7,85	...
Polygala ciparissias	0,25	0,24	0,43	1,86	5,79	9,96	1,61	1,81	1,79	4,47	9,25	13,21	...
Dalbergia ecastophyllum	0,039	0	0,13	0,42	0,42	0,35	0,375	0,24	0,11	0,36	0,74	1,65	...
Stenotaphrum secundatum	1,14	1,04	0,92	1,24	1,43	1,53	1,03	1,22	1,19	1,71	2,94	2,15	...
Ipomea pes-capre	0,625	0,514	0,24	0,22	0,25	0,14	0,22	0,18	0	0,07	0,03	0,19	...
Mikania cordifolia	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0,125	1,153	...
Sebastiania corniculata	0,028	0,028	0,067	0,19	0,14	0,74	0,24	0,21	0,125	0,32	0,4	0,51	...
Cyperus flavus	0,083	0,042	0,22	0,14	0,083	0,22	0,097	0	0,11	0	0,33	0,125	...
Terminalia catapa	0,11	0,069	0,042	0,056	0,08	0,056	0,042	0,028	0,056	0,083	0,11	0,069	...
Chamaecise caecorum	0	0	0,01	0,11	0,03	0,62	0,24	0,21	0,125	0,33	0,375	0,49	...
Cyperus ligularis	0	0	0	0	0	0,097	0,11	0,11	0,31	0,71	1,402	1,083	...
Artemisia alisinthium	0	0	0	0	0	0	0,02	0,005	0,04	0,11	0,597	1,04	...

Tabela 20 – Cobertura média (C) das espécies ano 1 e ano 2, para as parcelas de inverno; (a) antes do pisoteio; (d) depois; (15) 15 dias; (3) 3 meses; (6) 6 meses; (9) 9 meses; (12/a) 12 meses/antes; (12) 12 meses

(conclusão)

Espécie	C (i)	C (d)	C(15)	C(3m)	C(6m)	C(9m)	C(12/i)	C (d)	C(15)	C(3m)	C(6m)	C(9m)	C(12m)
Cenchrus echinatus	0	0	0	0	0	0	0,625	0,53	0,93	1,93	2,5	1,03	...
Aristolochia macroura	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0,083	0,083	...
Remirea marítima	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0,028	0,083	0,07	...
Wedelia paludosa	0	0	0	0	0	0	0	0	0,056	0	0	0,28	...
Cobertura Total	36,94	32,06	40,14	39,96	43,36	42,33	32,14	27,12	26,39	32,22	51,52	43,05	...

Nota: C (12/a) = dados da avaliação de 12 meses para o ano 1 correspondentes à mesma avaliação de antes do pisoteio para o ano 2

Para as parcelas de inverno, a tendência de aumento na cobertura e no número de espécies, a cada ano de avaliação, foi a mesma. No começo do experimento, em julho de 2004, havia 10 espécies nas parcelas antes do impacto. Dessas, sete são características de dunas (Tabela 18) e duas de restinga, *Sebastiania corniculata* e *Dalbergia ecastophyllum*, comuns ao lado da área do experimento. A espécie *Terminalia catappa* é uma planta exótica que geralmente não coloniza a região de dunas, mas é comum na área arbustiva da restinga.

No final do primeiro ano, em julho de 2005, as mesmas espécies continuavam na parcela, mas o seu total subiu para 14. Dentre as novas espécies, duas são comuns na área de restinga, a Cyperaceae *Cyperus ligularis* e a Poaceae *Cenchrus echinatus*, As outras, *Artemísia alisinthium* e *Chamaecyse caecorum,* são invasoras presentes nos quintais dos moradores da área e comuns em áreas costeiras antropizadas, sendo inclusive muito freqüentes nos barrancos das estradas próximas à área de estudo.

Do mesmo modo que nas parcelas de verão, as espécies *Stenotaphrum secundatum, Polygala ciparissias* e *Dalbergia ecastophylum* tiveram, em geral, as coberturas médias e freqüências aumentadas progressivamente nos dois anos do experimento. Vale lembrar que entre as avaliações de nove e 12 meses, no primeiro ano de estudo (entre abril e julho de 2005), ocorreu uma ressaca que soterrou parte das plantas, resultando numa redução na cobertura e na freqüência dessas espécies (Tabelas 19 e 21). As espécies *Sebastiania corniculata* e *Cyperus flavus* tiveram também aumento na cobertura e na freqüência ao longo dos dois anos de estudo.

No segundo ano do experimento, as mesmas espécies foram mantidas e o seu número final foi 17. As espécies que colonizaram a área após o segundo ciclo de pisoteio de inverno, entre julho de 2005 e março de 2006, foram as duas trepadeiras comuns na área da restinga que também colonizaram as parcelas de verão, *Mikania cordifolia* e *Aristolochia macroura*, além da Cyperaceae *Remirea marítima,* típica de restinga, mas pouco freqüente na área de estudo e da Asteraceae invasora, *Wedelia paludosa,* que também apareceu nas parcelas de verão.

Tabela 21 – Freqüência relativa (F) das espécies encontradas nas parcelas de verão anos 1 e 2; (a) antes do pisoteio; (d) depois; (15) 15 dias; (3) 3 meses; (6) 6 meses; (9) 9 meses; (12/a) 12 meses/antes; (12) 12 meses

Espécie	F (a)	F (d)	F (15)	F(3m)	F(6m)	F(9m)	F(12/a)	F (d)	F (15)	F(3m)	F(6m)	F(9m)	F(12m)
Panicum racemosum	98,33	96,67	98,33	100	98,33	100	100	100	100	98,33	97,62	100	100
Blutaparon portulacoides	93,35	83,33	95	96,67	96,67	93,33	80	86,67	85	91,67	72,92	79,17	35,42
Hydrocotyle bonariensis	86,67	66,67	81,67	96,67	95	98,33	98,33	81,67	98,33	100	100	100	93,75
Polygala ciparissias	5,00	5	5	6,67	16,67	31,67	40	35	33,33	10	31,25	68,75	75
Dalbergia ecastophyllum	3,35	1,67	1,67	5	11,67	11,67	11,67	5	11,67	8,33	14,58	18,75	18,75
Stenotaphrum secundatum	1,67	0	0	0	6,67	18,33	20	16,67	25	16,67	4,17	18,75	12,5
Ipomea pes-capre	0	0	1,67	8,33	8,33	10	15	13,33	11,67	13,33	10,42	12,5	14,58
Rapanea umbellata	0	0	0	0	8,33	5	5	5	3,33	3,33	4,17	4,17	4,17
Mikania cordifolia	0	0	0	0	1,67	3,33	10	8,33	13,33	0	4,17	6,25	18,75
Sebastiania corniculata	0	0	0	0	3,33	1,67	1,67	0	0	0	0	0	6,25
Aristolochia macroura	0	0	0	0	5	6,67	5	1,67	5	0	4,17	0	4,17
Cenchrus echinatus	0	0	0	0	0	0	0	0	0	5	2,08	2,08	4,17
Artemisia alisinthium	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	2,08	4,17	4,17
Wedelia paludosa	0	0	0	0	0	0	0	0	0,17	0	0	4,17	12,5

Nota: F (12/a) = dados da avaliação de 12 meses para o ano 1 correspondentes à mesma avaliação de antes do pisoteio para o ano 2

Tabela 22 - Freqüência relativa (F) das espécies nas parcelas de inverno anos 1 e 2; (a) antes do pisoteio; (d) depois; (15) 15 dias; (3) 3 meses; (6) 6 meses; (9) 9 meses; (12/a) 12 meses/antes; (12) 12 meses

(continua)

Espécie	F (i)	F (d)	F (15)	F(3m)	F(6m)	F(9m)	F(12/i)	F (d)	F (15)	F(3m)	F(6m)	F(9m)	F(12m)
Panicum racemosum	90	90	88,33	93,33	91,67	91,67	96,67	98,33	98,33	98,33	100	96,67	...
Blutaparon portulacoides	96,67	95	98,33	98,33	86,67	83,33	93,33	81,67	76,67	68,33	63,33	25	...
Hydrocotyle bonariensis	90	75	91,67	96,67	93,33	90	95	76,67	98,33	80	93,33	78,33	...
Polygala ciparissias	6,67	3,33	8,33	28,33	48,33	61,67	25	23,33	26,67	40	68,33	80	...
Dalbergia ecastophyllum	3,35	0	8,33	15	11,67	13,33	11,67	8,33	5	13,33	8,33	11,67	...
Stenotaphrum secundatum	16,67	13,33	11,67	20	25	23,33	18,33	18,33	20	21,67	36,67	28,33	...
Ipomea pes-capre	8,33	10	6,67	8,33	6,67	3,33	5	3,33	0	3,33	1,67	5	...
Mikania cordifolia	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1,67	1,67	...
Sebastiania corniculata	1,67	1,67	5	8,33	5	16,67	6,67	5	3,33	6,67	8,33	11,67	...
Cyperus flavus	1,67	1,67	3,33	3,33	1,67	1,67	1,67	0	5	0	5	5	...
Terminalia catapa	1,67	1,67	1,67	1,67	1,67	1,67	1,67	1,67	3,33	1,67	1,67	1,67	...
Chamaecise caecorum	0	0	3,33	6,67	1,67	11,67	6.67	5	5	6,67	10	11,67	...
Cyperus ligularis	0	0	0	0	0	3,33	3,33	5	5	11,67	13,33	15	...
Artemisia alisinthium	0	0	0	0	0	0	3,33	1,67	3,33	1,67	5	8,33	...

Tabela 22 - Freqüência das espécies nas parcelas de inverno anos 1 e 2; (a) antes do pisoteio; (d) depois; (15) 15 dias; (3) 3 meses; (6) 6 meses; (9) 9 meses; (12/a) 12 meses/antes; (12) 12 meses

(conclusão)

Espécie	F (i)	F (d)	F (15)	F(3m)	F(6m)	F(9m)	F(12/i)	F (d)	F (15)	F(3m)	F(6m)	F(9m)	F(12m)
Cenchrus echinatus	0	0	0	0	0	0	10	8,33	23,33	20	20	18,33	...
Aristolochia macroura	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1,67	1,67	...
Remirea marítima	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1,67	1,67	1,67	...
Wedelia paludosa	0	0	0	0	0	0	0	0	1,67	0	0	3,33	...

Nota: F (12/a) = dados da avaliação de 12 meses para o ano 1 correspondentes à mesma avaliação de antes do pisoteio para o ano 2

As quatro espécies que colonizaram a área após o primeiro ano do pisoteio (*Cyperus ligularis, Cenchrus echinatus, Artemísia alisinthium* e *Chamaecyse caecorum*) tiveram a cobertura média e a freqüência aumentadas depois do segundo ano do experimento, nas medidas tomadas no nono mês, em abril de 2006. Vale lembrar que o experimento foi interrompido nessa avaliação devido à completa remoção das parcelas, no mês de julho, pelas ressacas.

Podemos deduzir, portanto, que o pisoteio realizado em tais condições e para essa vegetação específica contribuiu com o aumento do número das espécies. Algumas tiveram sua freqüência e cobertura aumentadas após o pisoteio, outras se mantiveram estáveis e outras foram muito sensíveis ao impacto, reduzindo a cobertura e/ou freqüência.

Com base nos valores de freqüência e cobertura, as espécies foram divididas em três categorias: favorecidas, prejudicadas e indiferentes ao pisoteio (Tabela 18). As três espécies mais freqüentes tiveram padrões bem distintos de resistência e permanência na área de estudo e serão descritas em detalhes para exemplificar os três tipos de categorias estabelecidas para as espécies.

A freqüência da espécie *Panicum racemosum* (Figura 12b) se manteve estável e em torno dos 100% nas parcelas de verão (Tabela 21). Nas de inverno, a freqüência original foi de 90%, subindo para 96% no final do primeiro ano e se mantendo em torno desse valor até o final, o que indica que essa espécie é a mais abundante na área e muito resistente ao pisoteio. Os dados de cobertura média (Tabelas 19 e 20) indicam a mesma tendência de estabilidade ao longo dos dois anos de estudo. Nas parcelas de verão, esses valores oscilaram em torno de 20%, e nas de inverno houve uma queda do pirmeiro para o segundo ano, devido às ressacas de junho de 2005, já descritas anteriormente. Essa espécie foi classificada como indiferente ao pisoteio.

A espécie *Blutaparon portulacoides* (Figura 12c) teve tanto a freqüência como a cobertura média reduzidas no experimento, tanto para as parcelas de inverno como para as de verão. No segundo ano, a redução de freqüência foi muito pronunciada, caindo de 80% para 35% nas parcelas de verão e de 93% para 25% nas de inverno. As reduções na cobertura e na freqüência da espécie aumentaram conforme novas espécies foram surgindo na área de estudo (Tabelas 19 e 21). No segundo ano das

parcelas de inverno a cobertura da espécie caiu de 4,51% para 0,4%. Essas características permitiram classificar a espécie como sensível ao pisoteio.

A espécie *Hidrocotyle bonariensis* (Figura12d) também teve a freqüência e a cobertura reduzidas, mas somente logo após o pisoteio ser implantado. Nas avaliações subseqüentes, a espécie se recuperou e manteve a cobertura e a freqüência ao longo do ano (Tabelas 19 e 21). Os valores finais de cobertura média e de freqüência foram inclusive maiores do que os iniciais para o primeiro ano das parcelas de verão e de inverno. No segundo ano dos dois experimentos, a espécie se recuperou muito bem, atingindo valores de cobertura maiores que os iniciais, mas no final da avaliação eles voltaram a cair. Dessa forma, a espécie foi classificada como beneficiada pelo pisoteio.

2.6.4.1 *Panicum racemosum*

A Poaceae *Panicum racemosum* (Figura 12b) foi a espécie mais resistente. Segundo o sistema de classificação de Raunkiaer, a planta foi considerada uma hemicriptófita, ou seja, planta perene com gemas próximas ao solo, que podem estar parcialmente enterradas ou sob a serrapilheira.

Nas parcelas de verão a perda de cobertura foi discreta e estimulou o crescimento vegetativo da espécie, levando ao aumento da cobertura vegetal (Tabelas 23 e 24) nos tratamentos até 200 passadas, nas avaliações iniciais. Esse efeito foi mais pronunciado no primeiro ano do experimento (Figura 13a).

Tabela 23 - Cobertura absoluta da espécie *Panicum racemosum* – verão ano 1 (2005)

Ano 1	Tratamento (número de passadas)					
Avaliação	Controle	25	75	200	500	1000
antes	29,67	23,50	15,67	13,67	28,75	22,33
Após	29,50	22,25	16,50	15,67	22,92	25,08
15 dias	31,92	26,67	22,00	18,33	25,58	24,50
3 meses	26,33	20,00	12,17	12,92	24,00	15,92
6 meses	20,58	16,50	12,00	8,50	15,92	13,58
9 meses	23,00	20,08	14,92	13,25	20,42	18,83
12 meses	19,58	19,58	14,58	14,92	21,17	20,17

Em valores absolutos a média da cobertura final foi menor do que a inicial em todos os tratamentos, exceto para 200 passadas, que foi levemente superior (13,67% no inicio, contra 14,92% no final). Como os valores relativos levam em conta a variação

de cobertura no controle e este, em média, teve a cobertura reduzida de 29,67% para 19,58% a Cobertura Relativa é maior no final do que no início do experimento, para todos os tratamentos (Tabela 24). A recuperação completa da cobertura ocorreu entre nove e 12 meses.

Tabela 24 - Avaliação da Cobertura Vegetal Relativa de *Panicum racemosum* sobrevivente, para cada tratamento, nas parcelas de verão – ano 1

Ano 1	Tratamento (número de passadas)						Teste de Friedman
Avaliação	Controle	25	75	200	500	1000	*p-value*
Inicial	100	95,22	105,91	115,28	80,16	112,95	0,8125 (n.s.)
15 dias	100	105,48	130,53	124,69	82,71	101,97	0,1091 (n.s.)
3 meses	100	95,88	87,49	106,48	94,05	80,29	0,2271 (n.s.)
6 meses	100	101,20	110,40	89,64	79,79	87,66	0,046 (n.s.)
9 meses	100	110,23	122,81	125,05	91,60	108,77	0,4591 (n.s.)
12 meses	100	126,24	141,01	165,35	111,53	136,79	0,2618 (n.s.)

(*) diferenças significativas; (n.s.) diferenças não significativas

No primeiro ano, entre 2004 e 2005 (Figura 13a), somente houve redução evidente no tratamento de 500 passadas (80% da cobertura restante). No segundo ano do experimento (Tabelas 25 e 26), para as mesmas parcelas, a redução foi mais pronunciada, atingindo valores em torno de 70% para os tratamentos de 500 e 1000 passadas (Figura 13b).

Tabela 25 - Cobertura absoluta da espécie *Panicum racemosum,,* verão - ano 2

Ano 2	Tratamento (número de passadas)					
Avaliação	Controle	25	75	200	500	1000
antes	19,58	19,58	14,58	14,92	21,17	20,17
Após	20,42	16,75	16,00	14,92	15,50	14,58
15 dias	21,67	15,58	18,08	15,17	15,83	13,33
3 meses	20,92	19,33	11,25	9,75	11,25	11,50
6 meses	19,27	16,46	14,27	14,27	17,40	12,29
9 meses	25,42	20,00	19,27	18,13	21,56	19,48
12 meses	25,83	16,67	22,40	18,13	23,02	17,71

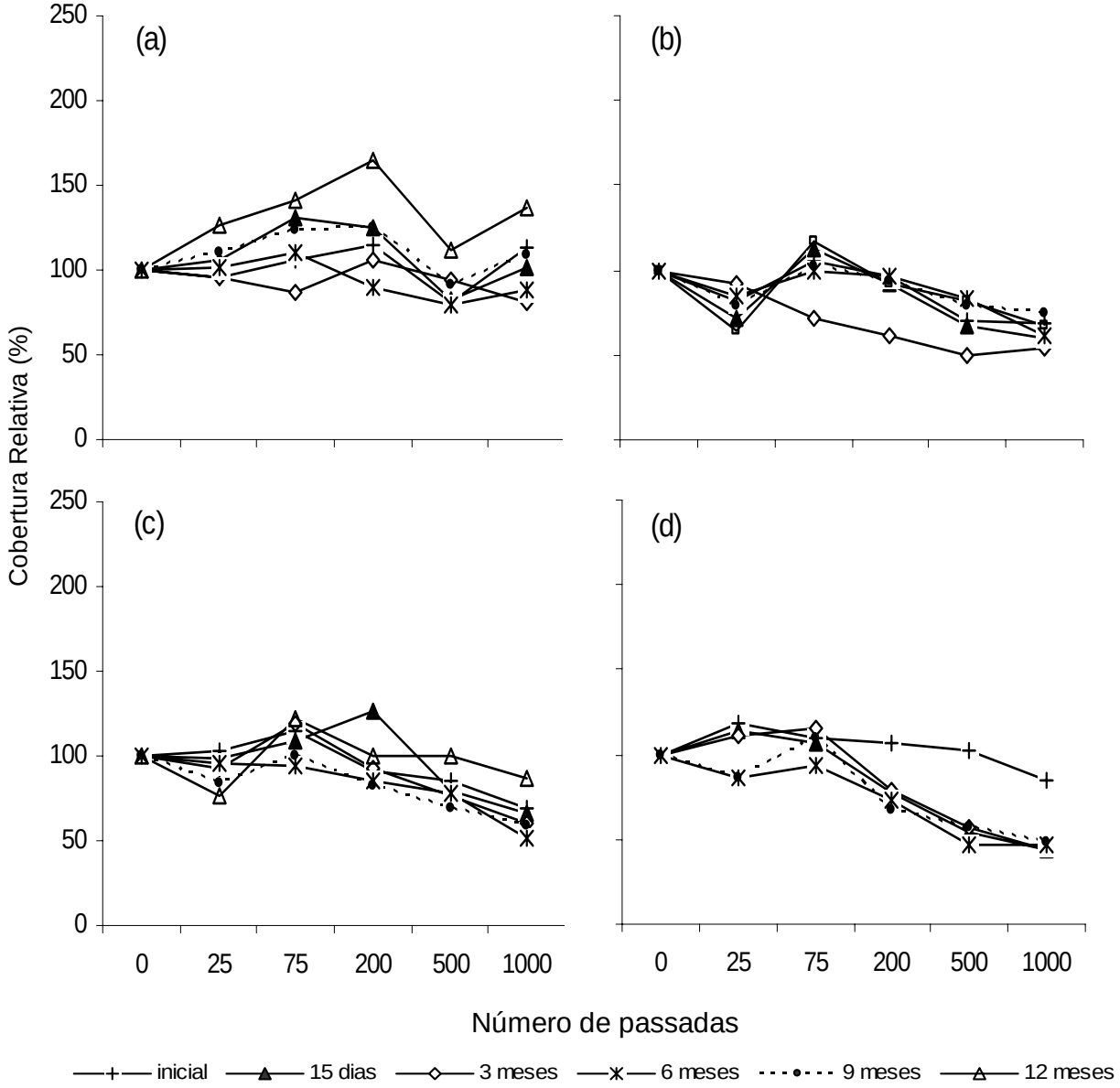


Figura 13 – Cobertura vegetal relativa de *Panicum racemosum* para as parcelas de verão e de inverno. (a) verão ano 1; (b) verão ano 2; (c) inverno ano 1 e (d) inverno ano 2

No segundo ano do experimento, a Cobertura Relativa diminuiu ainda mais entre o dia do pisoteio e a avaliação de 15 dias após (Tabela 26), indicando que a população continuou a declinar nos próximos dias.

O impacto do pisoteio na segunda aplicação foi, portanto, mais perceptível e duradouro (Tabelas 25 e 26). Mesmo após 12 meses, o tratamento de 1000 passadas não havia recuperado a cobertura original em valores absolutos, e os valores relativos

permaneceram abaixo do inicial até o final do experimento, exceto para o tratamento de 75 passadas.

Tabela 26 - Avaliação da Cobertura Vegetal Relativa de *Panicum racemosum* sobrevivente, para cada tratamento, nas parcelas de verão – ano 2

Ano 2	Tratamento (número de passadas)						
Avaliação	Controle	25	75	200	500	1000	Teste de Friedman
Inicial	100	82,04	105,24	95,92	70,24	69,36	0,0385 (*)
15 dias	100	71,92	112,08	91,90	67,61	59,76	0,169 (*)
3 meses	100	92,43	72,23	61,20	49,76	53,39	0,0654 (n.s.)
6 meses	100	85,41	99,44	97,22	83,52	61,94	0,656 (n.s.)
9 meses	100	78,69	101,81	93,62	78,49	74,42	0,9979 (n.s.)
12 meses	100	64,52	116,42	92,11	82,45	66,57	0,656 (n.s.)

(*) diferenças significativas; (n.s.) diferenças não significativas

A queda brusca nos valores de Cobertura Relativa da espécie para o terceiro mês (Figura 13b) equivale às ressacas ocorridas no mês de junho, que soterraram parcialmente as plantas. Na avaliação após três meses, ocorreu queda na cobertura para a maioria dos tratamentos, devido ao efeito das marés, anteriormente mencionado, levando de três a seis meses para ocorrer a sua recuperação.

Não houve diferenças significativas entre os tratamentos e entre eles e o controle, em nenhuma medição. Comparando a cobertura média e a freqüência relativa para as avaliações realizadas (Tabelas 19 e 20), pequena diferença foi notada nos dois anos do experimento.

Nas parcelas de inverno, o impacto foi mais evidente. No primeiro ano do estudo (Tabelas 27 e 28), especialmente nos tratamentos de 500 e de 1000 passadas, houve perda na cobertura desde a primeira avaliação, e tais valores se mantiveram abaixo dos iniciais durante o ano todo (Figura 13c). Em termos de valores absolutos, todas as parcelas apresentaram menor cobertura no final do que no início do experimento (Tabela 27).

Analisando os dados encontrados para a Cobertura Relativa (Tabela 28), pode-se notar que o tratamento de 1000 passadas não se recuperou até o final do experimento, atingindo, aos 12 meses, cerca de 86%. Ainda nas parcelas pisoteadas no inverno, não ocorreu o aumento da cobertura da espécie após o pisoteio, ao contrário das parcelas

de verão. Entre as avaliações do nono e do décimo segundo mês, pôde-se notar também a pequena redução na cobertura da espécie.

Tabela 27 - Cobertura absoluta da espécie *Panicum racemosum,* inverno - ano 1

Ano 1	Tratamento (número de passadas)					
Avaliação	Controle	25	75	200	500	1000
antes	17,50	23,75	11,33	15,83	20,67	19,92
Após	17,42	24,33	12,92	14,33	17,58	13,67
15 dias	19,17	25,50	13,42	21,83	18,00	14,33
3 meses	16,50	20,83	12,75	13,75	14,83	11,25
6 meses	18,33	23,92	11,17	14,25	17,00	10,67
9 meses	16,75	19,00	10,83	12,58	13,67	11,33
12 meses	13,33	13,83	10,50	12,08	15,75	13,08

Tabela 28 - Avaliação da Cobertura Vegetal Relativa de *Panicum racemosum* sobrevivente, para cada tratamento, nas parcelas de inverno – ano 1

Ano 1	Tratamento (número de passadas)						Teste de Friedman
Avaliação	Controle	25	75	200	500	1000	*p-value*
Inicial	100	102,95	114,52	90,96	85,49	68,95	0,8125 (n.s.)
15 dias	100	98,03	108,09	125,90	79,52	65,71	0,1091(n.s.)
3 meses	100	93,04	119,32	92,11	76,12	59,91	0,2231(n.s.)
6 meses	100	96,12	94,05	85,91	78,52	51,12	0,056(n.s.)
9 meses	100	83,58	99,87	83,03	69,09	59,45	0,4591(n.s.)
12 meses	100	76,45	121,60	100,16	100,03	86,22	0,2618(n.s.)

(*) diferenças significativas; (n.s.) diferenças não significativas

No segundo ano, para as parcelas de inverno, os impactos foram ainda mais intensos sobre a espécie, mantendo a tendência encontrada nas de verão, o que pode ser notado nas Tabelas 29 e 30.

Tabela 29 - Cobertura absoluta da espécie *Panicum racemosum,* inverno - ano 2

Ano 2	Tratamento (número de passadas)					
Avaliação	Controle	25	75	200	500	1000
antes	13,33	13,83	10,50	12,08	15,75	13,08
Após	13,42	16,50	11,58	12,92	16,17	11,08
15 dias	13,42	15,92	11,33	9,42	8,67	5,83
3 meses	16,33	18,83	14,83	11,75	11,08	6,92
6 meses	24,08	21,67	17,67	16,08	13,50	10,92
9 meses	17,50	15,58	15,17	10,67	11,75	8,25

A partir da observação dos dados, nota-se uma clara divisão entre o comportamento da espécie. Nas parcelas de menor intensidade de pisoteio (25 e 75 passadas), as flutuações da cobertura acompanharam as ocorridas no controle, enquanto as reduções na cobertura vegetal foram marcantes nos tratamentos de maior intensidade (200, 500 e 1000 passadas), mantendo, em geral, valores inferiores aos do inicio do experimento durante o tempo todo (Figura 5d).

Tabela 30 - Avaliação da Cobertura Vegetal Relativa de *Panicum racemosum* sobrevivente, para cada tratamento, nas parcelas de inverno – ano 2

Ano 2	Tratamento (número de passadas)						Teste de Friedman
Avaliação	Controle	25	75	200	500	1000	*p-value*
Inicial	100	118,54	109,63	106,23	102,01	84,19	0,7439 (*)
15 dias	100	114,35	107,27	77,45	54,68	44,31	0,8125 (*)
3 meses	100	111,14	115,32	79,38	57,45	43,16	0,1851 (n.s.)
6 meses	100	86,71	93,15	73,69	47,45	46,19	0,3502 (n.s.)
9 meses	100	85,83	110,05	67,26	56,84	48,04	0,4021 (n.s.)

(*) diferenças significativas; (n.s.) diferenças não significativas

Através do teste de Friedman puderam ser identificadas diferenças estatísticas apenas no segundo ano do experimento de verão, entre os tratamentos de 75 e de 1000 passadas (Tabela 30).

2.6.4.2 *Hidrocotyle bonariensis*

De um modo geral, *Hidrocotyle bonariensis* (Figura 12d) foi a espécie que inicialmente se mostrou mais sensível aos efeitos do pisoteio, perdendo grande parte da cobertura nos tratamentos de maior intensidade. Ela demonstrou, no entanto, grande capacidade de regeneração, atingindo valores de cobertura inclusive maiores do que os iniciais. Assim, podemos dizer que a espécie foi pouco resistente, mas muito resiliente nas condições em que o experimento foi desenvolvido. Segundo o sistema de classificação de Raunkiaer, a espécie foi considerada uma criptófita, por apresentar suas gemas em rizomas enterrados no solo.

No primeiro ano do estudo, a redução da cobertura vegetal inicial da espécie foi muito grande, tanto em termos absolutos (Tabela 31) como em termos relativos (Tabela 32).

Tabela 31 - Cobertura absoluta da espécie *Hidrocotyle bonariensis,* verão - ano 1

Ano 1	Tratamento (número de passadas)					
Avaliação	Controle	25	75	200	500	1000
Antes	12,17	11,33	11,83	15,33	7,50	8,00
Após	13,25	12,92	8,83	5,50	1,92	0,17
15 dias	18,12	13,92	11,92	9,67	3,42	3,20
3 meses	10,92	10,08	13,83	14,58	11,25	11,92
6 meses	9,08	13,33	18,00	13,50	11,33	14,08
9 meses	14,67	14,25	16,08	12,92	12,58	15,83
12 meses	13,00	12,33	13,17	16,17	13,67	15,67

Os dados de Cobertura Relativa indicam perda acentuada a partir de 200 passadas, restando apenas 30% da cobertura. Após 1000 passadas, apenas 3% estavam presentes nas parcelas (Tabela 32; Figura 14a).

Tabela 32 - Avaliação da Cobertura Vegetal Relativa de *Hidrocotyle bonariensis* sobrevivente, para cada tratamento, nas parcelas de verão – ano 1

Ano 1	Tratamento (número de passadas)						Teste de Friedman
Avaliação	Controle	25	75	200	500	1000	*p-value*
Inicial	100	104,65	68,54	32,94	23,46	1,91	0,0017 (*)
15 dias	100	82,46	67,63	42,34	30,59	26,86	0,0053 (*)
3 meses	100	99,15	130,28	105,99	167,17	166,01	0,7954 (n.s.)
6 meses	100	157,57	203,74	117,92	202,39	235,79	0,7483 (n.s.)
9 meses	100	104,30	112,74	69,88	139,17	164,17	0,7264 (n.s.)
12 meses	100	101,84	104,13	98,67	170,53	183,27	0,4895 (n.s.)

(*) diferenças significativas; (n.s.) diferenças não significativas

Não houve diferenças estatísticas entre 500 e 1000 passadas, mas ambas foram diferentes do controle, tanto para as avaliações feitas de início, como 15 dias após o impacto. As diferenças ocorreram entre o controle e os tratamentos de maior intensidade (200, 500 e 1000 passadas) e entre 25 e 1000 passadas. A partir do terceiro mês da avaliação, não foram detectadas diferenças estatísticas, indicando que a recuperação da espécie ocorreu rapidamente.

Entre o terceiro e o sexto mês, a cobertura vegetal da espécie sofreu um grande aumento, principalmente nas parcelas que foram submetidas aos maiores índices de pisoteio (Tabelas 31 e 32). Após um ano de experimento, a cobertura absoluta e a

Cobertura Relativa da espécie foram maiores, em todos os tratamentos, do que no início do pisoteio.

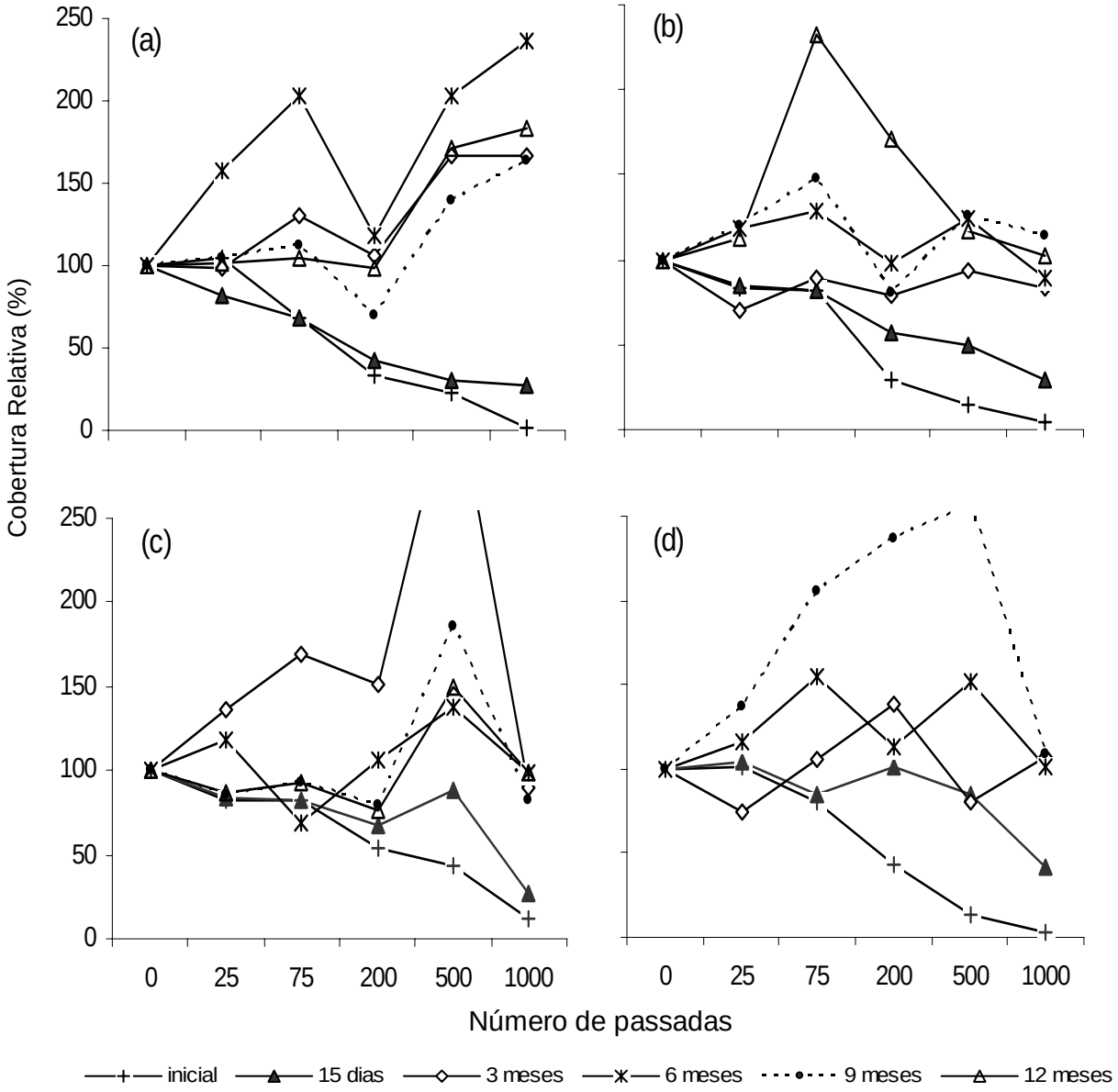


Figura 14 – Cobertura vegetal relativa de *Hidrocotyle bonariensis* para as parcelas de verão e de inverno; (a) verão ano 1; (b) verão ano 2; (c) inverno ano 1 e (d) inverno ano 2

No segundo ano do experimento para as parcelas de verão (Figura 14b), a tendência se repetiu, mas a redução da cobertura, em valores absolutos, foi ainda maior e ocorreu inclusive no tratamento de menor intensidade, de 25 passadas (Tabelas 33 e 34). O máximo de cobertura absoluta da espécie deu-se entre o sexto e o

nono mês de avaliação, decaindo no décimo segundo para todos os tratamentos, inclusive o controle.

Tabela 33 - Cobertura absoluta da espécie *Hidrocotyle bonariensis,* verão - ano 2

Ano 2	Tratamento (número de passadas)					
Avaliação	Controle	25	75	200	500	1000
Antes	13,00	12,33	13,17	16,17	13,67	15,67
Após	13,10	10,33	10,92	4,75	2,00	0,75
15 dias	13,50	10,92	11,18	9,58	7,08	4,75
3 meses	13,12	8,67	11,83	12,92	13,00	13,25
6 meses	13,75	15,52	17,92	16,77	17,92	14,90
9 meses	16,04	18,33	24,06	15,94	21,15	21,98
12 meses	5,94	6,35	13,96	12,60	7,29	7,29

Pelo teste de Friedman, foram encontradas diferenças significativas apenas para as avaliações inicial e de 15 dias após o pisoteio, de forma semelhante ao observado no ano anterior (Tabela 34). As diferenças ocorreram entre o controle e os tratamentos de 500 e 1000 passadas e entre o tratamento 1000 passadas com os de 25 e 75 passadas.

Tabela 34 - Avaliação da Cobertura Vegetal Relativa de *Hidrocotyle bonariensis* sobrevivente, para cada tratamento, nas parcelas de verão – ano 2

Ano 2	Tratamento (número de passadas)						Teste de Friedman
Avaliação	Controle	25	75	200	500	1000	*p-value*
Inicial	83,14	82,28	29,16	14,52	4,75	83,14	0,007 (*)
15 dias	85,24	81,79	57,08	49,91	29,20	85,24	0,0025 (*)
3 meses	69,65	89,07	79,19	94,28	83,82	69,65	0,7614 (n.s.)
6 meses	118,98	128,65	98,08	123,95	89,89	118,98	0,8871 (n.s.)
9 meses	120,46	148,10	79,89	125,39	113,69	120,46	0,5912 (n.s.)
12 meses	112,80	232,11	170,70	116,82	101,90	112,80	0,4895 (n.s.)

(*) diferenças significativas; (n.s.) diferenças não significativas

Nas parcelas de inverno (Tabelas 35 e 36), a tendência de perda de cobertura da espécie foi semelhante. No primeiro ano de avaliação, todos os tratamentos apresentaram redução na cobertura, proporcional à intensidade de pisoteio, e a recuperação ocorreu entre 15 dias e três meses (Figura 14c). Do nono para o décimo segundo mês, ocorreu decréscimo da cobertura, em geral, devido às marés altas de

junho, que enterraram parcialmente a vegetação, conforme explicado anteriormente. Ainda assim, a cobertura final foi maior do que a inicial para todos os tratamentos, inclusive o controle (Tabela 35).

Tabela 35 - Cobertura absoluta da espécie *Hidrocotyle bonariensis,* inverno - ano 1

Ano 1	Tratamento (número de passadas)					
Avaliação	Controle	25	75	200	500	1000
Antes	7,74	7,67	6,83	8,17	3,83	10,17
Após	8,17	6,67	5,92	4,62	1,75	1,25
15 dias	12,42	10,33	9,08	8,87	5,42	4,42
3 meses	8,08	10,92	12,08	12,83	13,50	9,58
6 meses	13,67	15,92	8,25	15,25	9,33	17,67
9 meses	12,08	10,17	9,92	10,08	11,08	13,00
12 meses	10,83	9,33	8,83	8,75	8,00	14,00

A partir da análise dos dados de Cobertura Relativa (Tabela 36), foi possível perceber que a redução na cobertura ocorreu para todas as intensidades de pisoteio, acentuando-se entre as de 200 e 500 passadas (53 e 43%, respectivamente). Houve redução ainda mais drástica no tratamento de maior intensidade (quase 12% para 1000 passadas).

Tabela 36 - Avaliação da Cobertura Vegetal Relativa de *Hidrocotyle bonariensis* sobrevivente, para cada tratamento, nas parcelas de inverno – ano 1

Ano 1	Tratamento (número de passadas)						Teste de Friedman
Avaliação	Controle	25	75	200	500	1000	*p-value*
Inicial	100	82,45	82,10	53,60	43,29	11,66	0,0018 (*)
15 dias	100	84,05	82,90	67,71	88,12	27,09	0,0223 (*)
3 meses	100	136,40	169,39	150,53	337,36	90,30	0,43 (n.s.)
6 meses	100	117,63	68,40	105,80	137,95	98,46	0,9393 (n.s.)
9 meses	100	84,98	93,00	79,12	185,28	81,94	0,7614 (n.s.)
12 meses	100	87,02	92,40	76,58	149,17	98,43	0,9905 (n.s.)

(*) diferenças significativas; (n.s.) diferenças não significativas

No segundo ano de avaliação, a perda de cobertura foi ainda mais pronunciada (Figura 15d), como pôde ser observado nos dados absolutos (Tabela 37), novamente se destacando as perdas de cobertura nos tratamentos de maior intensidade (200, 500 e 1000 passadas).

Tabela 37 - Cobertura absoluta da espécie *Hidrocotyle bonariensis,* inverno - ano 2

Ano 2	Tratamento (número de passadas)					
Avaliação	Controle	25	75	200	500	1000
Antes	11,76	9,33	8,83	8,75	8,00	14,00
Após	12,08	9,67	7,25	3,92	1,08	0,50
15 dias	10,92	9,08	7,00	8,17	6,25	5,50
3 meses	7,75	4,58	6,17	8,00	4,25	9,92
6 meses	13,25	12,17	15,33	11,17	13,67	15,92
9 meses	5,58	6,08	8,58	9,83	9,75	7,25

Considerando-se os dados relativos (Tabela 38), foi possível observar a grande redução na cobertura para a avaliação logo após o impacto, mas a recuperação da espécie foi bastante rápida, sendo que o tratamento de 200 passadas já se encontrava plenamente restabelecido após 15 dias. A recuperação, em geral, ocorreu entre o terceiro e o sexto mês. Os valores máximos de cobertura, em termos absolutos, ocorreram no sexto mês (Tabela 37), com valores superiores aos iniciais para todos os tratamentos, inclusive o controle. Na avaliação seguinte, correspondente ao nono mês do experimento, pôde-se observar queda nos valores absolutos da cobertura, também para todos os tratamentos, incluindo o controle.

Tabela 38 - Avaliação da Cobertura Vegetal Relativa de *Hidrocotyle bonariensis* sobrevivente, para cada tratamento, nas parcelas de inverno – ano 2

Ano 2	Tratamento (número de passadas)						Teste de Friedman
Avaliação	Controle	25	75	200	500	1000	*p-value*
Inicial	100	100,8	79,88	43,56	13,18	3,48	0,0031 (*)
15 dias	100	104,84	85,37	100,54	84,16	42,32	0,0449 (*)
3 meses	100	74,52	105,93	138,74	80,61	107,48	0,382 (n.s.)
6 meses	100	115,70	154,06	113,27	151,62	100,91	0,4591 (n.s.)
9 meses	100	137,28	204,67	236,70	256,70	109,07	0,521 (n.s.)

(*) diferenças significativas; (n.s.) diferenças não significativas

De modo semelhante ao encontrado para as parcelas de verão, só foram observadas diferenças significativas entre os tratamentos para as avaliações iniciais e de 15 dias após o pisoteio, para o primeiro ano, e iniciais para o segundo ano. As diferenças foram entre o controle e 200, 500 e 1000 passadas, na maioria dos casos, e

entre 25 e 1000 passadas em algumas avaliações (Tabelas 37 e 38). Não houve diferença significativa entre os tratamentos de 200, 500 e 1000 passadas.

2.6.4.3 *Blutaparon portulacoides*

A espécie *Blutaparon portulacoides* (Figura 12d) também teve grande redução na cobertura para os tratamentos de maior intensidade, mas foi menos sensível a esse tipo de impacto (perda de cobertura inicial) do que *Hidrocotyle bonariensis.* No entanto, nas avaliações finais do experimento, a espécie apresentava cobertura inferior à inicial. Pelo sistema de classificação de Raunkiaer, a espécie foi considerada uma hemicriptófita.

Nas parcelas de verão do primeiro ano, houve redução na cobertura principalmente para os tratamentos de maior intensidade, o que pode ser observado tanto para os dados absolutos (Tabela 39) como para os relativos (Tabela 40).

Tabela 39 - Cobertura absoluta da espécie *Blutaparon portulacoides*, verão - ano 1

Ano 1	Tratamento (número de passadas)					
Avaliação	Controle	25	75	200	500	1000
Antes	9,08	6,25	8,25	8,58	8,53	6,83
Após	8,42	6,75	6,58	5,92	2,95	3,17
15 dias	13,67	15,75	12,50	12,08	7,45	4,50
3 meses	13,50	13,75	14,17	17,67	10,50	12,58
6 meses	11,75	10,83	8,25	18,33	10,67	10,67
9 meses	6,25	7,42	6,00	10,50	6,50	8,25
12 meses	4,08	5,92	4,83	6,17	4,83	5,08

Na avaliação inicial, o tratamento de 500 passadas teve a maior redução seguido pelo de 1000 passadas (Figura 15a). Após 15 dias, a perda foi maior para a intensidade de 1000 passadas, indicando que a morte de indivíduos continuou ocorrendo nos próximos dias (Tabelas 39 e 40). Entre 15 dias e 3 meses, a população estava recuperada para os tratamentos de pouca e média intensidade (até 200 passadas) e para o tratamento de 1000 passadas (Figura 15a). O tratamento de 500 passadas só terminou o ciclo de recuperação entre o sexto e o nono mês.

Foi possível observar que a cobertura reduziu-se progressivamente, em termos absolutos, a partir do nono mês, terminando menor que os valores iniciais após 12 meses. Essa queda na cobertura da população coincide com a chegada de novas espécies na área de estudo, como pôde ser observado nas Tabelas 19 e 21.

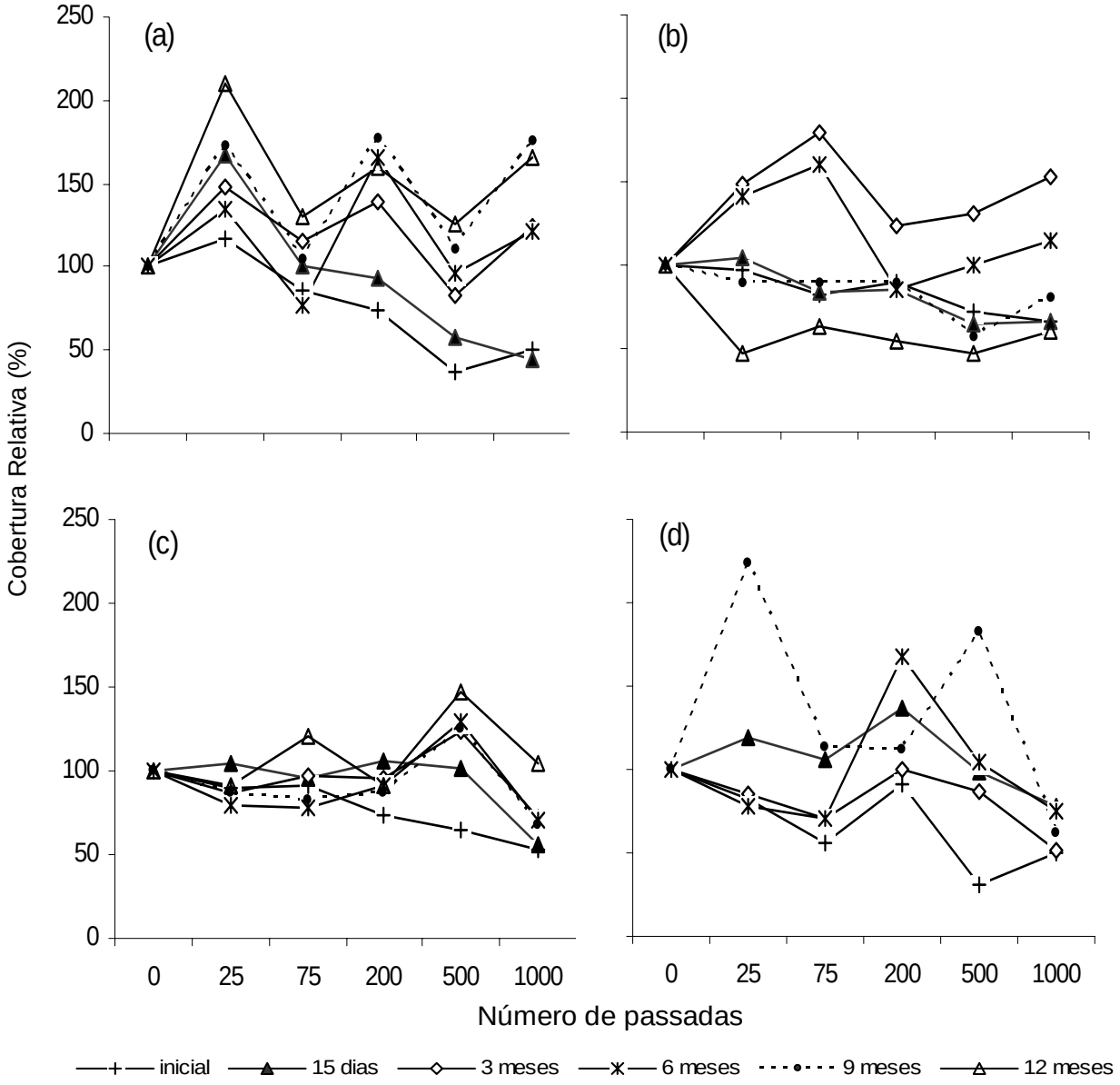


Figura 15 – Cobertura vegetal relativa de *Blutaparon portulacoides* para as parcelas de verão e de inverno; (a) verão ano 1; (b) verão ano 2; (c) inverno ano 1 e (d) inverno ano 2

Foram encontradas diferenças significativas apenas para a avaliação inicial, entre o controle e 500 passadas, entre 25 e 500 passadas e entre 25 e 1000 passadas (Tabela 40), para o primeiro ano de estudo.

Tabela 40 - Avaliação da Cobertura Vegetal Relativa de *Blutaparon portulacoides* sobrevivente, para cada tratamento, nas parcelas de verão – ano 1

Ano 1	Tratamento (número de passadas)						Teste de Friedman
Avaliação	Controle	25	75	200	500	1000	*p-value*
Inicial	100	116,55	86,12	74,39	37,31	50,01	0,0055(*)
15 dias	100	167,49	100,70	93,57	58,03	43,77	0,0626 (n.s.)
3 meses	100	148,02	115,54	138,49	82,79	123,90	0,1046 (n.s.)
6 meses	100	134,00	77,30	165,12	96,63	120,67	0,7614 (n.s.)
9 meses	100	172,46	105,70	177,79	110,70	175,46	0,6040 (n.s.)
12 meses	100	210,59	130,32	159,82	126,00	165,48	0,478 (n.s.)

(*) diferenças significativas; (n.s.) diferenças não significativas

No segundo ano do experimento, o comportamento da espécie foi semelhante ao do ano anterior. A perda de cobertura foi um pouco menos acentuada (Tabelas 41 e 42) e a recuperação ocorreu para todos os tratamentos entre 15 dias e três meses (Figura 15b). Entretanto, entre o terceiro e o sexto mês, a cobertura começou a diminuir (Tabela 41) e continuou se reduzindo, em valores absolutos, até o final, para todos os tratamentos, inclusive o controle.

Tabela 41- Cobertura absoluta da espécie *Blutaparon portulacoides*, verão - ano 2

Ano 2	Tratamento (número de passadas)					
Avaliação	Controle	25	75	200	500	1000
antes	4,08	5,92	4,83	6,17	4,83	5,08
Após	4,83	6,83	4,75	6,58	4,08	4,00
15 dias	3,92	5,92	3,92	5,03	3,03	3,20
3 meses	2,58	5,58	5,50	4,83	4,00	4,92
6 meses	2,19	4,48	4,17	2,81	2,60	3,13
9 meses	3,23	4,17	3,44	4,38	2,19	3,23
12 meses	1,67	1,15	1,25	1,35	0,94	1,25

Analisando os dados da Cobertura Relativa (Tabela 42), também se observou perda acentuada a partir do nono mês. Não houve diferenças significativas em nenhuma avaliação (Tabelas 41 e 42) durante esse ano de experimento.

Tabela 42 - Avaliação da Cobertura Vegetal Relativa de *Blutaparon portulacoides* sobrevivente, para cada tratamento, nas parcelas de verão – ano 2

Ano 2	Tratamento (número de passadas)						Teste de Friedman
Avaliação	Controle	25	75	200	500	1000	*p-value*
Inicial	100	97,57	83,03	90,19	71,37	66,48	0,0865 (n.s.)
15 dias	100	104,26	84,48	85,09	65,43	65,63	0,6868 (n.s.)
3 meses	100	149,16	179,87	123,89	130,81	152,88	0,8943 (n.s.)
6 meses	100	141,31	160,92	85,14	100,57	114,75	0,4291 (n.s.)
9 meses	100	89,05	89,93	89,71	57,23	80,33	0,529 (n.s.)
12 meses	100	47,45	63,36	53,80	47,52	60,25	0,9251 (n.s.)

(*) diferenças significativas; (n.s.) diferenças não significativas

Para o primeiro ano do experimento, nas parcelas de inverno (Tabelas 43 e 44), o comportamento da espécie foi semelhante. A cobertura foi reduzida após o pisoteio, principalmente nos tratamentos de maior intensidade (Figura 15c), recuperando-se nos tratamentos de até 500 passadas entre 15 dias e 3 meses, em termos absolutos (Tabela 43).

Tabela 43 - Cobertura absoluta da espécie *Blutaparon portulacoides*, inverno - ano 1

Ano 1	Tratamento (número de passadas)					
Avaliação	Controle	25	75	200	500	1000
Antes	9,45	12,08	12,17	9,42	5,33	7,42
Após	10,92	12,50	12,83	7,92	4,00	4,50
15 dias	11,67	15,58	14,33	12,33	6,67	5,17
3 meses	10,42	11,50	13,00	9,92	7,25	5,83
6 meses	6,83	6,92	6,92	6,17	5,00	3,75
9 meses	4,75	5,25	5,00	4,08	3,33	2,53
12 meses	4,50	5,25	7,00	4,08	3,75	3,67

Em termos relativos, o tratamento de 1000 passadas somente se recuperou na última avaliação, enquanto o de 200 passadas não se restabeleceu nem mesmo após um ano (Tabela 44). Os valores máximos de cobertura ocorreram entre 15 dias e três meses, decaindo especialmente após o sexto mês e terminando inferiores aos valores de cobertura inicial, após 12 meses, em termos absolutos, inclusive para o controle (Tabela 43). Novamente tal queda na cobertura coincide com a recuperação de outras espécies e com a colonização das parcelas por novas espécies, como pôde ser observado nas Tabelas 20 e 22.

Em termos relativos, houve uma queda acentuada na cobertura para as avaliações de seis e nove meses, exceto para o tratamento de 500 passadas. Na avaliação final, 12 meses após o pisoteio, a maioria dos tratamentos recuperou a Cobertura Relativa, embora em termos absolutos a espécie tenha sido bastante reduzida.

Tabela 44 - Avaliação da Cobertura Vegetal Relativa de *Blutaparon portulacoides* sobrevivente, para cada tratamento, nas parcelas de inverno – ano 1

Ano 1	Tratamento (número de passadas)						Teste de Friedman
Avaliação	Controle	25	75	200	500	1000	*p-value*
Inicial	100	89,58	91,34	72,80	64,95	52,54	0,2498 (n.s.)
15 dias	100	104,50	95,46	106,13	101,29	56,45	0,3262 (n.s.)
3 meses	100	86,37	96,97	95,57	123,37	71,38	0,8647 (n.s.)
6 meses	100	79,19	78,65	90,60	129,70	69,95	0,4629 (n.s.)
9 meses	100	86,47	81,79	86,30	124,39	67,98	0,7088 (n.s.)
12 meses	100	91,27	120,86	91,09	147,71	103,86	0,7614 (n.s.)

(*) diferenças significativas; (n.s.) diferenças não significativas

No segundo ano (Figura 15d), a queda na cobertura foi ainda mais acentuada, inclusive para os tratamentos de baixa intensidade (25 e 75 passadas), como pôde ser observado nas Tabelas 45 e 46. A vegetação perdeu cobertura, inclusive no controle, e não se recuperou mais, o que ficou claro nos dados absolutos de cobertura (Tabela 45).

Tabela 45 - Cobertura absoluta da espécie *Blutaparon portulacoides*, inverno - ano 2

Ano 2	Tratamento (número de passadas)					
Avaliação	Controle	25	75	200	500	1000
antes	4,50	5,25	7,00	4,08	3,75	3,67
Após	4,75	4,58	4,17	3,92	1,25	1,92
15 dias	2,75	3,83	4,50	3,42	2,25	1,75
3 meses	2,75	2,75	3,00	2,50	2,00	1,17
6 meses	1,92	1,75	2,08	2,92	1,67	1,17
9 meses	0,33	0,75	0,58	0,33	0,50	0,17

Os dados relativos dão a impressão de recuperação dos valores de cobertura, especialmente após seis meses (Tabela 46), mas isso se deve à comparação com o controle. Como este também perdeu grande parte da cobertura (caiu de 4,5 para 0,33 em valores absolutos após 12 meses), e os dados relativos levam em conta as modificações no controle, a comunidade parece recuperada.

Tabela 46 - Avaliação da Cobertura Vegetal Relativa de *Blutaparon portulacoides* sobrevivente, para cada tratamento, nas parcelas de inverno – ano 2

Ano 2	Tratamento (número de passadas)						Teste de Friedman
Avaliação	Controle	25	75	200	500	1000	*p-value*
Inicial	100	82,71	56,39	90,87	31,58	49,52	0,0633 (n.s.)
15 dias	100	119,48	105,19	136,92	98,18	78,10	0,1983 (n.s.)
3 meses	100	85,71	70,13	100,19	87,27	52,07	0,7829 (n.s.)
6 meses	100	78,26	69,88	167,70	104,35	74,70	0,7132 (n.s.)
9 meses	100	223,14	113,64	111,32	181,82	61,98	0,9243 (n.s.)

(*) diferenças significativas; (n.s.) diferenças não significativas.

Através do Teste de Friedman, foi possível detectar diferenças significativas apenas no primeiro ano de estudo para as parcelas de verão, na avaliação inicial. Houve diferenças entre o controle e o tratamento de 500 passadas, entre o de 25 e os de 500 e 1000. Novamente não houve diferenças entre os tratamentos de 200, 500 e 1000 passadas.

2.7 Discussão

2.7.1 Cobertura e Altura Relativa da vegetação

Ocorreram perdas na cobertura e na altura da vegetação causadas pelo pisoteio, nos dois anos de estudo, tanto para as parcelas impactadas no verão como para as de inverno. Era esperado que os efeitos na estrutura da vegetação fossem mais evidentes e duradouros, porque a literatura indica que o sistema de dunas de areia são formados por ecossistemas muito frágeis (BURDEN; HANDERSON, 1972; ANDERSEN, 1995). Porém, na comunidade vegetal estudada os efeitos do pisoteio só se tornaram evidentes a partir de 200 passadas. A taxa de recuperação da comunidade em geral, bem como das espécies estudadas, foi alta, sendo que entre três e seis meses a cobertura relativa era superior à que existia antes do pisoteio, conforme os estudos preliminares desenvolvidos por Talora, Magro e Schilling (2006, 2007 – no prelo).

Perdas na cobertura vegetal e aumento de solo nu causados pelo uso recreativo são uma constante nos trabalhos que avaliam os impactos do pisoteio. Os trabalhos de Cole e Bayfield (1993), Cole (1995a), Andersen (1995), Cole e Monz (2002) são alguns exemplos de estudos experimentais que encontraram a perda da cobertura vegetal variando com a intensidade de pisoteio.

Além da perda na cobertura vegetal, alterações na freqüência e no número de espécies são comuns, e em geral essas alterações refletem na altura da comunidade. Cole e Monz (2002) destacam que a natureza e a magnitude das respostas variam muito entre as espécies, resultando em mudanças pronunciadas na composição das mesmas. Sob moderado efeito do pisoteio, algumas espécies têm a abundância aumentada e outras se reproduzem profusamente, em contraste com a maioria das espécies que têm pouca habilidade de tolerar o pisoteio. Essas modificações são refletidas em alterações na altura e na cobertura vegetal da comunidade.

As perdas na cobertura e na altura da vegetação estão, portanto, relacionadas intimamente com a composição de espécies da área. Diferenças na resistência e na recuperação das comunidades se devem à variabilidade na susceptibilidade ao pisoteio entre as espécies e dentro das associações vegetais (ANDRÉS-ABELLAN et al., 2005). Segundo os autores, certas características morfológicas das plantas e o rápido crescimento levam a uma alta resistência à pressão do visitante. De forma curiosa,

comunidades que sofrem perturbações freqüentes tendem a se tornar mais resistentes com o tempo, provavelmente devido à eliminação de espécies mais sensíveis. Monz et al. (2000), estudando o pisoteio em diferentes áreas em Wyoming (EUA), concluíram que os locais impactados que já sofriam alterações com o pastoreio do gado foram mais resistentes aos impactos do pisoteio.

As espécies mais comuns da área têm sido estudadas quanto ao crescimento vegetativo e fenologia na região sul do país. De um modo geral elas são perenes, com grande potencial de crescimento vegetativo e propagação por rizomas, proporcionando recolonização na área, após perturbações naturais e antrópicas.

Espécies estoloníferas e rizomatosas têm uma alta capacidade adaptativa em áreas com perturbações naturais devido à sua capacidade de propagação vegetativa (CORDAZZO; COSTA, 1989; CORDEIRO, 2005). Essa é a estratégia usada pelas espécies mais dominantes da comunidade estudada. Esse padrão foi encontrado para a Poaceae *Panicum racemosum* (COSTA; SEELIGER; CORDAZZO, 1991; CORDAZZO; PAIVA; SEELIGER, 2006), para *Blutaparon portulacoides* (BERNARDI; CORDAZZO e COSTA, 1987; BERNARDI; SEELIGER, 1989; CORDAZZO; SEELIGER 2003) e para *Hydrocotyle bonariensis* (COSTA; SEELIGER, 1988 e 1990; CORDAZZO; PAIVA; SEELIGER, 2006). É provável, portanto, que uma das razões para a grande resistência e resiliência da comunidade estudada seja a composição da vegetação, já adaptada aos freqüentes impactos das condições naturais do ambiente.

Uma das respostas que os estudos de pisoteio sobre a vegetação costumam tentar prover é o número de passadas capaz de provocar na comunidade uma alteração que interfira negativamente no seu processo de recuperação. Esse número, que foi proposto por Liddle (1975) como medida da sensibilidade da comunidade, equivale ao número de passadas necessárias para reduzir a Cobertura Relativa a 50%, Geralmente, é calculado a partir do modelo gerado pela regressão linear entre as intensidades do pisoteio e a perda da Cobertura Relativa (COLE; BAYFIELD, 1993). Uma vez que os dados relativos não apresentaram os pressupostos de normalidade e homocedasticidade necessários às análises de regressão, os dados foram levantados a partir do observado diretamente durante o pisoteio e a recuperação da comunidade.

As dunas estudadas na Praia da Fazenda podem ser classificadas como resistentes ao pisoteio, pois foram necessários valores em torno de 1000 passadas para reduzir a cobertura a 50%. Os trabalhos realizados com vegetação de dunas em outros países encontraram valores de resistência entre 120 e 340 passadas na Escócia (LENEY, 1974 apud LIDDLE, 1988), 1440 no país de Gales (LIDDLE, 1973 apud LIDDLE, 1988), de 288 a 344 passadas na Inglaterra (LIDDLE, 1975), e, na França, entre 243 e 723 (GALLET; ROZE, 2001) e entre 85 e 585 (LEMAUVIEL; ROZE, 2003). Tratamentos entre 200 e 300 passadas são considerados como de intensidade intermediária e os acima de 500 passadas são considerados como de alta intensidade (MONZ, 2000). Gallet e Rozé (2001) identificaram as dunas estudadas na França como ambientes moderadamente resistentes, pois, em média, a sensibilidade da área estudada ficou entre 350 a 400 passadas. Para classificar o grau de sensibilidade da área, o autor considerou três categorias: resistência a 500 ou mais passadas equivaleria a comunidades vegetais altamente resistentes; entre 200 e 500, a comunidades moderadamente resistentes; entre 75 e 200, a comunidades sensíveis; abaixo de 75, muito sensíveis.

Seguindo esses critérios, podemos novamente indicar que a resistência da vegetação de dunas da Praia da Fazenda é alta (acima de 500 passadas para todos os experimentos). Dessa forma, pode-se considerar a comunidade estudada como resistente ao pisoteio, embora os estudos gerais desenvolvidos nas dunas de regiões temperadas indicassem esses ambientes como frágeis a esse tipo de impacto (BURDEN; RANDERSEN, 1982; MCDONNELL, 1981; NICKERSON; THIBODEAU, 1983; ANDERSEN, 1995).

Além de resistente, a comunidade apresentou um bom nível de resiliência. A recuperação foi rápida, em geral, e os valores de cobertura que indicam a resiliência ficaram entre 60% e 120%, variando com a estação do ano e com o número de anos em que o impacto foi aplicado, considerando-se a avaliação de 12 meses. Levando em conta que a comunidade se restabeleceu rapidamente, especialmente nas parcelas de verão, cogitou-se avaliar a resiliência aos três meses, aqui chamada de resiliência inicial. Em geral, os valores estimados para as resiliências inicial e final (de 12 meses) foram próximos, exceto para as parcelas de inverno no primeiro ano do experimento,

cujos valores ficaram em 60% e 110% para, respectivamente, o início e após 12 meses. Para o segundo ano do inverno, a resiliência se manteve entre 60 e 70% até o final do experimento, nove meses após. Embora os dados, em geral, indiquem que a diferença entre três e 12 meses é pequena, para uma mesma condição experimental, como a época ou o número de anos em que ocorreu o pisoteio, as diferenças entre tais condições foram maiores nos três do que nos 12 meses. Assim, a avaliação aos três meses, para comunidades de recuperação rápida, consegue aumentar o detalhamento entre diferentes condições amostrais, permitindo mais comparações. Como a literatura vigente trata de experimentos realizados em regiões temperadas, sub-alpinas e alpinas, não são feitas avaliações intermediárias entre 15 dias e 12 meses e não foram encontrados dados de literatura que possam apoiar essa hipótese.

O mesmo problema foi encontrado na definição dos valores de Tolerância para a comunidade estudada, pois, segundo Cole (1995a), ela é muito mais relacionada à resiliência da comunidade do que à resistência inicial.

A capacidade da vegetação se restabelecer é dependente da habilidade das espécies individuais se recuperarem (HYLGAARD, 1980). A vegetação de dunas é freqüentemente modificada pela erosão e reposição de areia, com a ação do vento que fragmenta os indivíduos e cria áreas nuas. Portanto o restabelecimento da vegetação depende principalmente da capacidade dos fragmentos sobreviverem e se recuperarem vegetativamente no ambiente (BERNARDI et al., 1987).

Além da capacidade de recuperação das espécies, talvez as características do clima tropical ofereçam melhores condições de recuperação à comunidade, em um período mais curto de tempo, e a estabilidade climática crie a oportunidade para a propagação vegetativa praticamente o ano todo, pois não existe um período longo de restrição ao crescimento e mesmo à sobrevivência de plantas, como nas regiões mais frias (temperadas e sub-alpinas). Estudos realizados em comunidades vegetais em áreas de montanha nos EUA indicam recuperação da vegetação no prazo de um a três anos (COLE; BAYFIELD, 1993; COLE 1995a; COLE; MONZ, 2002). Nesses trabalhos, como a comunidade está sujeita à estacionalidade, a vegetação recebe impacto no ápice da estação de crescimento e é reavaliada um ano depois, novamente na estação mais favorável.

Na área de estudo a recuperação ocorreu num prazo mais curto, em geral entre 15 dias e seis meses, sendo a cobertura final (após um ano) geralmente superior à inicial, para todos os tratamentos, inclusive os de 500 e 1000 passadas, que foram os de maior intensidade. Os estudos realizados por Talora (1996), Romera (1999) e Talora e Morellato (2000) indicam que as condições climáticas podem ser um fator determinante do modo como ocorre o crescimento vegetativo em locais de menor sazonalidade. As características climáticas da área de estudo, menos restritivas do que as encontradas nas comunidades temperadas, podem ter propiciado o crescimento contínuo das espécies.

Para a vegetação arbórea da restinga, localizada na mesma praia da área de estudo, o brotamento ocorreu o ano todo, embora houvesse uma concentração dessa fenofase no período mais quente e úmido, apresentando correlação positiva significativa com o comprimento do dia e a temperatura (TALORA, 1996; TALORA; MORELLATO, 2000).

Romera (1999) realizou estudos da fenologia vegetativa e reprodutiva da comunidade de dunas na mesma parte da Praia da Fazenda onde o experimento de pisoteio foi montado. A autora constatou que, no período do estudo, o brotamento na vegetação de duna apresentou baixa sazonalidade, com as espécies emitindo novas folhas o ano todo. Mesmo assim, existe um aumento nessa fenofase no período mais quente e úmido, que também coincide com os dias mais longos do ano (verão). A autora discute que esse padrão contínuo de brotamento deve estar relacionado ao tipo de estabelecimento da comunidade de duna, cujo brotamento e enraizamento contínuos garantem sua fixação na areia. O aumento do brotamento no período mais quente e úmido foi também correlacionado de forma positiva com o comprimento do dia e com a temperatura (ROMERA, 1999). Esse aumento na propagação vegetativa no período do verão é provavelmente o fator mais importante da recuperação mais rápida da cobertura da vegetação nas parcelas de verão, quando comparadas com as parcelas de inverno.

Uma outra possibilidade que pode interferir na regeneração da área é a quantidade de alterações ocorridas no solo. Andersen (1995) afirma que as dunas móveis podem ser facilmente regeneradas após a perturbação, desde que nenhuma mudança seja

induzida nas condições básicas do solo. O autor sugere que o pisoteio pode resultar em mudanças edáficas irreversíveis, e pode haver problemas para a regeneração da cobertura vegetal em solos compactados após pisoteio pesado. É provável que as intensidades de uso simuladas na área de estudo não tenham sido suficientes para desestruturar o solo a ponto de prejudicar a recuperação da comunidade vegetal.

Em alguns casos a cobertura final nas parcelas foi maior do que a inicial na comunidade vegetal estudada. O pisoteio de baixa intensidade pode ter sido estímulo ao aumento da cobertura, para as parcelas de baixa intensidade de pisoteio (25 e 75 passadas) e para o controle. Embora o controle não tenha sofrido alteração direta, a área de entorno das sub-parcelas recebeu impacto leve durante a instalação do experimento, o que pode ter estimulado o crescimento das plantas. Mesmo nas sub-parcelas que receberam maiores intensidades de pisoteio, a Cobertura Relativa se recuperou e ficou, muitas vezes, inclusive, maior um ano após o impacto, como no primeiro ano de estudo nas parcelas de verão. Liddle (1988) relata que algumas pesquisas encontraram padrão de um pequeno aumento na cobertura vegetal e na biomassa, nas áreas que sofreram pisoteio. Talvez a quantidade de pisoteio empregada tenha sido leve demais para causar uma mudança profunda na cobertura vegetal, permitindo uma boa recuperação na comunidade, especialmente no primeiro ano de perturbação.

A grande maioria dos trabalhos realizados com efeitos do pisoteio sobre comunidades vegetais se concentra na perda da cobertura e nas variações de riqueza das espécies, sendo que poucos avaliam as perdas de altura, que seria um parâmetro que, associado à cobertura, avaliaria a mudança na estrutura da comunidade. Liddle (1988) argumenta que embora as perdas em altura sejam freqüentemente o primeiro indicador visual de uso sobre a vegetação, a altura não é muito avaliada porque o interesse foi focado nas conseqüências mais dramáticas e esteticamente desagradáveis, como a perda de cobertura e a erosão. O autor comenta, ainda, que as avaliações de altura são importantes porque a organização espacial dos componentes da vegetação é fundamentada em diferentes camadas, definidas com base na altura, as quais determinam o ambiente de outras plantas e animais.

A ausência de informações na literatura sobre esse aspecto dificulta o entendimento dos processos que levam à perda da estrutura da vegetação e tornam difíceis generalizações e avaliações comparativas da resistência e da resiliência quanto ao parâmetro avaliado.

Nos poucos trabalhos encontrados, é comum a primeira perda na vegetação ser a altura, e não a cobertura, o que causa alteração na estrutura da comunidade. Em comunidades que mostram maior resistência aos efeitos do uso, a redução na altura é mais pronunciada do que na cobertura (COLE, 1995; COLE; MONZ, 2002, 2003), com exceção do trabalho de Monz et al. (2000), no qual a altura foi mais sensível ao pisoteio, independente da resistência das comunidades estudadas. Os dados encontrados no experimento realizado nas dunas de Picinguaba mostraram a mesma tendência. Como os efeitos na altura foram mais pronunciados, sua recuperação ocorreu numa velocidade menor quando comparada à Cobertura Relativa. A mesma situação foi observada por Cole e Bayfield (1993) em três diferentes comunidades sub-alpinas dos EUA.

Cole (1995a) argumenta que ocorre perda maior na altura do que na cobertura, porque as espécies são primeiramente achatadas, porém não mortas imediatamente. Avaliando o efeito do camping nos EUA, o autor constatou que, em geral, ocorreu mais redução na altura do que na cobertura vegetal, mesmo para uma única noite de uso.

Os tratamentos de menor intensidade também mostraram uma perda significativa na altura da vegetação da área estudada, restando, por exemplo, em torno de 75% nas parcelas de verão para o tratamento de 25 passadas. Esses dados parecem ir ao encontro do afirmado por Cole (1995a). O autor, estudando 18 comunidades vegetais montanhesas, concluiu que as respostas estruturais (redução na altura e na cobertura) da vegetação foram mais evidentes do que as respostas na composição da comunidade. As mudanças foram maiores em baixa intensidade de pisoteio, diminuindo, proporcionalmente, conforme a intensidade era aumentada.

Cole e Monz (2002) estudaram cinco diferentes comunidades vegetais e ocorreu redução na altura e na cobertura em todas, após o pisoteio. O padrão de resposta encontrado pelos autores também foi semelhante ao da área de estudo. A magnitude da resposta (perda de Altura e de Cobertura Relativas) variou com a intensidade do

pisoteio, anos de pisoteio e tipos de vegetação. Em geral o pisoteio afetou mais a altura do que a cobertura, exceto para uma das comunidades mais sensíveis. Segundo os autores, particularmente nas vegetações mais resistentes, o efeito mais pronunciado foi a redução na altura. Os resultados encontrados na área de estudo parecem, portanto, indicar que a comunidade estudada tem boa resiliência aos efeitos do pisoteio recreativo.

Monz (2002), em trabalho desenvolvido na tundra ártica, no Alaska, relatou que a comunidade mais resistente foi pouco afetada quanto à altura, enquanto a mais sensível ficou com apenas 40% da altura na maior intensidade. Segundo o autor, os dois tipos de vegetação estudados exibiram um aumento nos valores de Altura Relativa após a regeneração, para todos os níveis de pisoteio. Para o autor, embora tenha havido perda na altura da vegetação, especialmente naquela em que predominam as espécies da família Poaceae, isso não deve ser uma conseqüência importante para o manejo, dado o grau de resiliência observado para a comunidade. O autor argumenta que a perda de altura pode se tornar um problema quando fica visualmente óbvia aos visitantes. Assim, as áreas perturbadas podem atrair mais uso e atingir níveis de perturbação que excedem a capacidade do ecossistema de se recuperar. Littlemore e Barker (2001) indicam que a maior evidência do desenvolvimento de um caminho é a visível redução da altura da vegetação, que ocorre após pouco uso para a vegetação estudada, entre 25 e 75 passadas. Após um ano, essa redução continua visível nos tratamentos de maior intensidade, 200 e 500 passadas.

Cole e Monz (2002) encontraram também que a recuperação completa da altura demorou mais tempo do que a da cobertura. Segundo os autores, em uma das comunidades, a altura só foi recuperada dois anos após o pisoteio, independente da intensidade. Na outra comunidade estudada, o tratamento de 200 passadas não recuperou totalmente a altura, mesmo três anos após a aplicação do pisoteio. A vegetação de dunas estudada também demorou mais tempo para recuperar a altura do que a cobertura, levando em média entre seis a nove meses. Para o segundo ano de experimento do verão e para os dois anos do inverno, a vegetação não teve a Altura Relativa do início, mesmo após um ano de experimento, inclusive nos tratamentos de menores intensidades.

As avaliações intermediárias enfatizaram processos que ocorrem durante a recuperação da área, mas eles só se estabilizariam após um ano de avaliação, completando um ciclo que incluiu as espécies anuais e as variações estacionais da área. Durante o período intermediário, algumas espécies ou indivíduos das populações, que foram danificados durante o pisoteio, podem não conseguir se recuperar e vir a morrer meses depois, sendo que os reflexos dessas perdas só apareceriam meses depois. Nesse tempo intermediário, espécies são removidas e outras aparecem (aumento na cobertura) até atingir um novo equilíbrio que pode, inclusive, levar à redução na cobertura e/ou altura.

Outro fator que deve ser considerado é o tempo de recuperação da área, muito mais rápido que o encontrado nos trabalhos do gênero, pois nenhum foi realizado em regiões tropicais. Se a recuperação realmente pode ocorrer em períodos inferiores a um ano, talvez a partir desta avaliação os parâmetros devessem ser considerados na sua forma absoluta, não relativizados pelo fator de correção que se remete às mudanças no controle.

2.7.2 Alterações na riqueza de espécies

Ao longo do ano, após o pisoteio, a Cobertura Relativa média de todas as sub-parcelas se recuperou, atingindo valores em geral maiores que os iniciais para os dois anos das parcelas de verão e de inverno. A única exceção foi o primeiro ano da parcela de inverno, que teve uma redução entre nove e 12 meses devido às ressacas, conforme o anteriormente citado. Essa recuperação da comunidade serve de indicativo da alta resiliência da vegetação. A análise da composição florística da vegetação nas parcelas indica, para a comunidade estudada, o aumento do número de espécies após o impacto, especialmente entre o terceiro e o sexto mês de recuperação. O aumento na cobertura se deve, portanto, não só ao potencial de recuperação das espécies, mas também à chegada de novas espécies na área após a perturbação causada pelo pisoteio.

O aumento no número de espécies ocorrido após o pisoteio pode gerar a impressão de que o impacto causado pelo experimento foi benéfico para a comunidade como um todo, pelo aumento na riqueza de espécies. Entretanto, quando se analisam

as características das espécies que colonizaram a área, pode-se observar que muitas delas são espécies oportunistas, nem sempre típicas de vegetação de dunas e que, muito provavelmente, comprometerão a estrutura e a função do ecossistema.

Em trabalho desenvolvido sobre os efeitos do pisoteio em vegetação de duna costeira na Dinamarca, Hylgaard (1980-81) afirma que a recuperação ecológica da área deveria envolver vários quesitos, como a composição original das espécies; a freqüência, a cobertura e altura originais das espécies presentes; a produção e os padrões reprodutivos originais das espécies presentes; as interrelações originais das populações de animais e plantas.

O mesmo autor segue argumentando que o termo “original” deve ser entendido no sentido de “comparável com a área natural correspondente, não danificada ou área de controle”, diferente de como era a área antes do impacto. Isto implica que a sucessão secundária nas áreas perturbadas pode seguir certa direção e ainda atingir o desejado estágio “final”. O autor indica que não é necessário que todas as considerações sejam atingidas. Como os fatores são inter-relacionados, uma combinação de dois ou três dos fatores pode, em muitos casos, indicar o status dos outros. Um fato isolado, entretanto, geralmente leva a interpretações incorretas.

Em trabalho desenvolvido nas dunas do Lago Uron (USA), Bowles e Maun (1982) encontraram a cobertura relativa total da vegetação recuperada um ano após pisoteio. Analisando as populações da comunidade estudada, somente uma das espécies não havia se recuperado. Segundo os autores, de um ponto de vista superficial, a vegetação pisoteada parecia essencialmente idêntica ao controle um ano após o tratamento, e apenas uma análise quantitativa evidenciou as diferenças estruturais na comunidade.

Nesse sentido, em trabalho desenvolvido nas dunas do Parker River Nacional Wildlife Refuge (Massachusetts, EUA) por McDonnell (1981), o autor concluiu que, mesmo a pressão de pisoteio não tendo causado mudanças significativas e óbvias na cobertura vegetal, houve efeitos menos evidentes, como perdas ou mudanças na cobertura relativa e na abundância das espécies.

As espécies características da vegetação de dunas são muito adaptadas a condições de estresse causadas pelo ambiente marinho e pelos ventos. A proximidade com o mar define o caráter dinâmico das dunas costeiras com gradientes ambientais

abruptos que resultam num estado de sucessão permanente (CORDAZZO; SEELIGER, 1988). Dessa forma, a perturbação natural é uma fonte de heterogeneidade espacial e temporal para a estrutura e dinâmica das comunidades vegetais costeiras (COSTA; CORDAZZO; SEELIGER, 1996). A erosão e acumulação de areia não apenas induzem a condições de crescimento estressantes, mas também controlam o sucesso da germinação de sementes e do estabelecimento de plântulas, além de reduzir ou prevenir invasão das dunas frontais por outras espécies (CORDAZZO e SEELIGER, 1993).

As dunas frontais desempenham importantes funções na proteção costeira e na preservação da vida selvagem regional, entretanto as atividades humanas são freqüentemente incompatíveis com essas funções ecológicas (SEELIGER, 1998a). Assim, o gerenciamento ambiental deveria considerar as diferenças ecológicas dentro e entre as regiões fisiograficamente distintas, visando a preservar o valor de qualquer parte da região costeira e a prevenir perdas ou a completa destruição das áreas de dunas.

As espécies adaptadas a esses ambientes, com tais condições transitórias, cumprem um importante papel na estabilização do sedimento levado pelo mar e pela areia, criando condições de estabelecimento de uma comunidade no processo de sucessão ecológica.

Seeliger et al. (2000) argumentam que a morfodinâmica e as características da vegetação das dunas se ajustam às mudanças no clima e no suprimento de areia vinda da praia, o que confere a ambos os atributos transitórios, bem como importância em termos de estabilidade costeira. A proximidade com o mar define o caráter dinâmico das dunas costeiras, com gradientes ambientais abruptos, que resultam num estado de sucessão permanente e favorecem estudos comparativos dos ciclos de vida entre populações de plantas de diferentes espécies (CORDAZZO; SEELIGER, 1988). Seeliger (2003) sugere que, em contraste, os processos de perturbação induzida pelo homem são freqüentemente nocivos à persistência do habitat e à diversidade biológica.

Perturbações de baixa intensidade são tidas como benéficas em ambientes de dunas por manter o caráter sucessional do ambiente. Por exemplo, em seu trabalho nas dunas da Dinamarca, Andersen (1995) sugere que os impactos de grande intensidade,

que resultam em modificações no solo, levam a mudanças na composição e estrutura da vegetação que podem ser irreversíveis. Pequenos níveis de pisoteio podem, entretanto, ter uma influência benéfica na diversidade de espécies (LIDDLE; GREIG-SMITH, 1975b; BOORMAN; FULLER, 1977), por manterem as comunidades num estágio dinâmico (ANDERSEN, 1995)

Entretanto, as alterações podem mudar a estrutura da comunidade, o que leva ao surgimento de espécies não típicas de dunas que não cumprem o seu papel. Seeliger (2003) argumenta que as dunas frontais costeiras são particularmente vulneráveis a perturbações humanas que interferem na cobertura vegetal, freqüentemente iniciando períodos de transgressão e mobilização de areia acelerados.

Em trabalho realizado em dunas na Espanha, por Andrés-Abellan et al. (2005), os autores destacaram ainda que os impactos causados pelo pisoteio provocam a colonização rápida da área pelas espécies resilientes, que são freqüentemente antrópicas, causando ainda a redução simultânea nas espécies nativas, o que diminui a diversidade do ecossistema. Dessa forma, embora o número de espécies possa permanecer o mesmo e eventualmente até aumentar, a estrutura do ecossistema fica comprometida.

Assim, os impactos causados pelo pisoteio na comunidade estudada, embora pareçam muito leves num primeiro momento, principalmente pela já mencionada capacidade de recuperação do ambiente, devido às condições climáticas locais e ao potencial de crescimento vegetativo das espécies estudadas, passa por mudanças mais sutis, na freqüência e no número de espécies. Uma das explicações para a chegada de novas espécies é a redução da competição causada pela remoção parcial da comunidade, pelo pisoteio.

Andersen (1995) sugere que o pisoteio, como qualquer outra perturbação, pode criar espaços abertos para novas espécies se estabelecerem. Assim, as incapazes de se desenvolverem em uma comunidade densa, saturada, aparecem em trilhas. Burden e Randerson (1972) argumentam que essas espécies que ocorrem com mais freqüência nas zonas pisoteadas indicam tolerância a níveis altos de pressão. Elas ainda não conseguem persistir em situações sem pisoteio, onde as mais competitivas,

de crescimento mais rápido, tendem a dominar (BURDEN; RANDERSON, 1972; ANDERSEN, 1995).

As espécies que colonizaram a área após os impactos foram favorecidas pelo pisoteio, indicando que elas são tolerantes a esse tipo de impacto e levam vantagem na remoção parcial das plantas da área de dunas, que são adaptadas às condições naturais do ambiente. A redução da cobertura das espécies mais abundantes, mesmo que por pouco tempo, diminui a competição interespecífica, criando possibilidades para as oportunistas colonizarem a área.

Outros trabalhos, desenvolvidos no EUA, argumentam que o aumento no número de espécies em áreas sujeitas ao impacto do pisoteio pode ocorrer devido à redução da competição. Os estudos feitos por Dale e Weaver (1974) e por Bright (1986) encontraram maior número de espécies nas áreas do entorno das trilhas do que nas áreas não perturbadas. Os autores atribuem essa alteração ao aumento na disponibilidade de luz, que favorece o desenvolvimento de espécies herbáceas, geralmente não ocorrentes no interior da floresta.

Hall e Kuss (1989) notaram que, na maioria das comunidades por eles estudadas, grandes mudanças na cobertura corresponderam a também grandes mudanças na composição das espécies. Em oito das 10 áreas de trilhas estudadas nos EUA o número de espécies aumentou em direção às trilhas. Assim, os autores concluíram que o pisoteio pode causar aumento na riqueza de espécies em áreas que seriam normalmente dominadas por uma única. Os autores atribuíram esse fato à redução da competição e do estresse ambiental, causada pela remoção da cobertura devido ao pisoteio, que permite a ocorrência de espécies ruderais que não ocorreriam normalmente em tais áreas.

Esses estudos evidenciam o fato de que o número de espécies não é um parâmetro que se encerra em si mesmo. Além do número, é importante saber o papel das espécies na estrutura e função da comunidade em regeneração.

Vários trabalhos realizados em dunas encontraram diferenças na composição das espécies após o impacto do pisoteio. Para McDonnell (1981), o pisoteio de longa duração e de intensidade moderada não afeta a cobertura total, mas favorece algumas espécies sobre outras mais sensíveis, sendo que espécies mais resistentes não têm a

cobertura reduzida em tais condições. Andrés-Abellan et al. (2005) sugerem que a diversidade das espécies vegetais é paralela às mudanças na composição botânica. Quando são inseridos visitantes e suas atividades em um ambiente natural, a intrusão leva ao desaparecimento progressivo das espécies mais sensíveis e à colonização por espécies que são mais resilientes a essas atividades.o que geralmente leva a uma perda de diversidade e simplificação do ecossistema. O mesmo autor argumenta que as mudanças na composição botânica são causadas pelo aparecimento de espécies antrópicas, bem como daquelas adaptadas ao pisoteio.

Cordazzo e Seeliger (1987) também sugerem que a proximidade de terrenos e campos agrícolas pode trazer a ocupação com plantas invasoras. Os mesmos autores indicam que a localização de áreas naturais nas imediações de balneários e locais de lazer pode proporcionar a entrada de novas espécies, não típicas de dunas, principalmente nos terrenos já estabilizados quanto à movimentação de areia, acarretando uma maior diversidade. Provavelmente a remoção da competição interespecífica causada pelo pisoteio propiciou a colonização da praia estudada por espécies como *Chamaecise caecorum* e *Wedelia paludosa,* comuns em áreas costeiras antropizadas, mas não típicas de vegetação de duna.

Na Praia da Fazenda, muitas das espécies foram favorecidas pelo pisoteio, aumentando sua abundância e colonizando a área após a sua ocorrência. Andersen (1995) também fez uma classificação nas espécies de duna da Dinamarca, dividindo-as em vulneráveis, favorecidas ou indiferentes. Segundo o autor, houve redução significativa de ocorrência de todas as espécies do grupo das vulneráveis no centro das trilhas, enquanto as favorecidas mostraram alta significância para ocorrência nos caminhos pisoteados. Ao contrário do estudo desenvolvido na Praia da Fazenda, entretanto, Andersen (1995) encontrou nas dunas impactadas pelo pisoteio o predomínio de espécies vulneráveis.

2.7.3 Análise das espécies mais freqüentes na área de estudo

Desde o começo do experimento, três espécies se destacaram na área de estudo devido à abundância e à freqüência: *Panicum racemosum, Hydrocotyle bonariensis* e *Blutaparon portulacoides.* Conforme já citado anteriormente, a ampla distribuição das

espécies pela área amostral permitiu um estudo mais detalhado do comportamento das mesmas em relação ao efeito do pisoteio. Tais espécies são muito comuns em toda a costa brasileira e vêm sendo estudadas por pesquisadores no sul do país. Seeliger (1998b) destaca que o que as caracteriza entre as dominantes nas dunas costeiras do Sul do Brasil são a biomassa e a abundância. Segundo o mesmo autor, as distribuições e abundâncias relativas dessas espécies se dão em função da estabilidade do substrato e da distância do lençol freático.

As três espécies são rizomatosas e se reproduzem predominantemente de forma vegetativa, através de brotamento. *Panicum racemosum* e *Blutaparon portulacoides* foram consideradas criptófitas enquanto *Hydrocotyle bonariensis,* uma hemicriptófita, segundo classificação proposta por Raunkiaer (1943, apud KENT; COKER, 1996). Tais características lhes conferem boa capacidade de regeneração e ocupação das áreas em que ocorrem, conforme indicam os trabalhos de Liddle (1988), Cole (1995b) e Yorks et al. (1997). Embora as três espécies tenham permanecido nas áreas amostrais após o pisoteio, elas apresentaram diferenças individuais que serão destacadas a seguir.

2.7.3.1 *Panicum racemosum*

A espécie *Panicum racemosum* foi a mais resistente aos efeitos do pisoteio, independente da estação do ano, da intensidade de pisoteio aplicada ou se o impacto foi agudo ou crônico. Os tratamentos de menor intensidade demonstraram aumento na Cobertura Relativa logo após o pisoteio. Atribuiu-se tal aumento ao fato desta Poaceae ser bastante flexível, ficando prostrada após o pisoteio, o que aumenta a sua área de ocorrência.

As perdas de Cobertura Relativa após o pisoteio foram mais acentuadas no segundo ano, e mais evidentes ainda nas parcelas de inverno. A avaliação 15 dias após o pisoteio parece ser melhor para analisar a perda de cobertura da espécie, pois ela continua diminuindo nesse período, o que indica que a população com indivíduos danificados após o pisoteio leva alguns dias para morrer e a cobertura continua a declinar. Esse comportamento tem sido observado em vários trabalhos realizados com pisoteio experimental, o que levou à sugestão de se avaliar a perda de altura

imediatamente após o impacto e a de cobertura, 15 dias depois (COLE; BAYFIELD, 1993; COLE, 1995a).

A recuperação da espécie foi lenta, levando no mínimo nove meses para as parcelas de verão, no primeiro ano. Isso indica que, embora a espécie seja resistente, a resiliência é baixa. O resultado do trabalho de Cole (1995b), em 18 comunidades vegetais em área de montanha, demonstrou que existe uma correlação negativa entre esses dois parâmetros.

As espécies da família Poaceae são muitas vezes as mais resistentes das comunidades, comportamento freqüentemente encontrado em trabalhos realizados nos EUA (DALE; WEAVER, 1974; WEAVER; DALE, 1978; COLE, 1995a). Liddle (1988) sugere que a morfologia das Poaceaes é realmente mais consistente do que a das dicotiledôneas porque elas têm ramos principais rizomatosos ou estoloníferos, e outras características que lhes conferem maior resistência, como bainhas protetoras e a posição das gemas apicais e laterais. A flexibilidade de suas hastes também é um importante fator de resistência (COLE, 1985), pois as plantas se dobram após o pisoteio, mas não se partem.

Os trabalhos que relacionam características morfológicas das plantas com resistência aos impactos do pisoteio indicam que plantas lenhosas têm baixa resistência e que as gramíneas estão entre as que absorvem melhor os impactos (COLE, 1995b; YORKS et al., 1997). Além disso, Lemauviel e Rozé (2003), estudando na França espécies de dunas sujeitas ao pisoteio, concluíram que as mais resistentes da área eram as hemicriptófitas e as geófitas. A espécie estudada, uma hemicriptófita, reuniria então um conjunto de características morfológicas que lhe conferem boa resistência aos efeitos do pisoteio.

Estudos desenvolvidos com dinâmica da vegetação de dunas no sul do país indicam que essa espécie é uma gramínea perene, rizomatosa, com alta capacidade de fixar e suportar o soterramento de grandes quantidades de areia (COSTA; SEELIGER; CORDAZZO, 1991; CORDAZZO; PAIVA; SEELIGER, 1996). Tais características reforçam a idéia de que a espécie é resistente a impactos.

Assim, segundo Cordazzo, Paiva e Seeliger (1996), essa é a principal espécie colonizadora da planície costeira do Rio Grande de Sul, sendo a única realmente

construtora de dunas do sudoeste atlântico. Uma característica que permite sua ampla abundância nos locais onde ocorre é seu grande crescimento horizontal (CORDAZZO; PAIVA; SEELIGER, 1996). Segundo os autores, seus rizomas podem se expandir em todas as direções, cobrindo grandes distâncias rapidamente, sem formar tufos.

Costa, Seeliger e Cordazzo (1991) afirmam que apenas 10% de uma população vigorosa floresce, e que somente 2% de suas sementes são viáveis (CORDAZZO; PAIVA; SEELIGER, 1996), o que sugere que suas populações sejam mantidas principalmente por crescimento vegetativo.

2.7.3.2 *Hydrocotyle bonariensis*

A espécie *Hydrocotyle bonariensis* foi muito sensível ao pisoteio, apresentando baixa resistência nas intensidades intermediárias e intensas, a partir de 200 passadas, para os dois anos do experimento, tanto nas parcelas de inverno como nas de verão. Nos tratamentos de 1000 passadas, a cobertura foi reduzida a valores inferiores a 2%. Entre três a seis meses, entretanto, a vegetação se recuperou e superou em muito a Cobertura Relativa inicial, chegando a 337% para o tratamento de 500 passadas. Essa resposta rápida da população, após o impacto, indica a grande resiliência da espécie.

Os trabalhos que avaliam resistência e resiliência de comunidades e de algumas espécies encontram, em geral, correlação negativa entre resistência e resiliência (COLE, 1995a; YORKS et al., 1997; LEMAUVIEL; ROZÉ, 2003). As espécies mais abundantes na área parecem seguir esse padrão. Enquanto *a* Poaceae *Panicum racemosum* foi muito resistente ao pisoteio, apresentou baixa resiliência. *Hydrocotyle bonariensis,* por outro lado, foi muito sensível ao pisoteio (pouca resistência), mas se recuperou rapidamente (boa resiliência). A espécie *Blutaparon portulacoides* foi intermediária nos dois parâmetros.

Em trabalho realizado em vegetação de duna na França, Lemauviel e Rozé (2003) concluíram que a resiliência foi relacionada, em grande parte, com as plantas cujas gemas se localizavam abaixo da superfície do solo. Os rizomas subterrâneos da espécie estudada apresentam gemas que podem brotar rapidamente após o pisoteio que atua removendo a cobertura atual e estimulando o crescimento vegetativo.

Hydrocotyle bonariensis é uma das espécies mais abundantes existentes na restinga litorânea, sendo uma planta perene, rasteira, com pronunciada plasticidade fenotípica, crescendo em áreas expostas ao vento das dunas costeiras, mas também ocorre ocasionalmente nas areias úmidas (COSTA; SEELIGER, 1990; HACKBART; CORDAZZO, 2003) e em planícies alagadas. Devido a sua plasticidade, é uma espécie bastante oportunista e invasora (COSTA; SEELIGER; 1988; CORDAZZO; PAIVA; SEELIGER, 1996). A espécie é morfologicamente caracterizada por um rizoma, geralmente subterrâneo, de crescimento apical subdividido em entrenós (COSTA; SEELIGER, 1988). Segundo os autores, cada nó possui tecidos germinativos capazes de originar uma haste vertical com limbo foliar circular terminal e feixes de raízes fasciculadas. Essas características permitem que a espécie emita novas folhas rapidamente, após ser soterrada pela areia, fato observado após as ressacas de inverno. Provavelmente são essas mesmas características que tornam a espécie resiliente também aos impactos do pisoteio.

O grande aumento na Cobertura Relativa de *Hydrocotyle bonariensis* pode ser explicado pela alta plasticidade da espécie e a alta capacidade reprodutiva, que lhe conferem grande resiliência. Com o pisoteio, espécies são danificadas e removidas, criando espaço e reduzindo a competição tanto intra-específica como interespecífica. Costa e Seeliger (1988) afirmam que a redução da densidade da comunidade por perturbações naturais acarreta uma diminuição das limitações dos recursos do meio, colocando à disposição dos indivíduos sobreviventes, no caso rizomas, uma maior quantidade de recursos por indivíduo.

Assim, mesmo se a planta alocar uma quantidade de recursos semelhante à que se destinava à reprodução vegetativa, a taxa de nascimentos aumentará. Se esse comportamento acontece com a planta quando sujeita ao estresse do ambiente, pode também ocorrer quando a remoção de indivíduos ocorre pelo pisoteio. Além disso, Costa, Cordazzo e Seeliger (1996), na região costeira do sul do país, observaram que o crescimento extensivo e rápido do integrado sistema rizomal capacitam a espécie a compensar a limitação de nutrientes ou a competição local. Essas características parecem garantir o restabelecimento rápido na área de estudo e o grande aumento da

cobertura da espécie, que aproveita a redução de suas potenciais competidoras e apresenta um *boom* de crescimento em um curto espaço de tempo.

O máximo de cobertura absoluta da espécie ocorre entre o sexto e o nono mês de avaliação, decaindo no décimo segundo para todos os tratamentos, inclusive o controle. Os estudos desenvolvidos com essa espécie para as dunas costeiras do sul do país indicam, em geral, que o que regula o crescimento da população é a própria densidade de folhas produzidas pela espécie. Assim, quando a densidade atinge valores altos que resultam no aumento da competição intra-especifica, aumenta a mortalidade de folhas e a população é reduzida até restabelecer as condições anteriores, sem competição intra-específica.

Costa e Seeliger (1988) sugerem que a variação nas taxas de formação e morte das estruturas modulares da espécie está relacionada à densidade intra-especifica, conferindo capacidade de auto-regulação de suas populações. A espécie, oportunista, com um sistema de rizoma extenso e de fácil crescimento, teria as densidades intra-específicas regulando as taxas de natalidade e de mortalidade (SEELIGER, 1992).

Alguns autores sugerem que esse controle seja exercido quando há limitação de espaço. Costa e Seeliger (1988) argumentam que tanto a produção de novos indivíduos pelos rizomas que já ocupavam a área, como a migração de novos indivíduos, são limitados espacialmente. Os autores concluem que à medida que a densidade populacional de cada sítio aumenta, a probabilidade de existir espaço disponível para um rizoma se acomodar e produzir novos indivíduos diminui. Dessa forma, o aumento da densidade pode limitar o número de nascimentos, através da redução de produção e crescimento de meristemas apicais dos rizomas (COSTA; SEELIGER, 1988). Essa resposta dos ápices seria uma forma das plantas minimizarem a sobreposição de zonas de deflexão de recursos essenciais no seu ambiente.

Assim, a mortalidade dependente da densidade parece estar relacionada a um modelo “limitador” da densidade, no qual a taxa de natalidade não excede a de mortalidade, após a população atingir certo valor crítico de densidade (COSTA; SEELIGER, 1988). Os autores argumentam que o tamanho da população não pode aumentar acima desse nível, relacionado à capacidade suporte de cada sub-habitat e

ao balanço de recursos translocados para a biomassa aérea, versus altas taxas de respiração e menos energia estocada nos órgãos de perenização.

2.7.3.3 *Blutaparon portulacoides*

A espécie *Blutaparon portulacoides* apresentou resistência intermediária entre *Panicum racemosum* e *Hydrocotyle bonariensis*. Após o pisoteio, apresentou, em geral, valores em torno 40 a 70% de Cobertura Relativa sobrevivente para os tratamentos a partir de 200 passadas. A espécie se recuperou entre o terceiro e o nono mês, mas tornou a cair na avaliação seguinte. Em geral, os valores absolutos da cobertura diminuíram muito a cada ano do experimento, especialmente nas parcelas de inverno, cuja média final ficou abaixo de 1% na última avaliação.

Os trabalhos realizados com essa espécie na costa sul do Brasil indicam que ela tem um grande potencial de regeneração após impactos naturais, como as tempestades de inverno com grandes marés. Cordazo e Seeliger (2003), estudando a dinâmica de *Blutaparon portulacoides*, concluíram que a população se reproduz principalmente pelos fragmentos de rizomas. Os autores sugerem que depois das tempestades fortes de inverno com marés altas, os fragmentos são formados e espalhados pela praia, podendo colonizar outras áreas. Como o pisoteio pode causar fragmentação dos rizomas, presume-se que a mesma estratégia de recuperação possa ocorrer após o impacto.

O trabalho de Cordazo e Seeliger (2003), avaliando a dinâmica da espécie concluíram que a população se reproduz principalmente pela fragmentação dos rizomas após as tempestades e marés altas do inverno. Mesmo após os rizomas fragmentados serem expostos e espalhados por toda a praia após as altas marés de inverno, a espécie consegue recolonizar a área em poucos meses, pelo enraizamento dos rizomas danificados, mostrando sua alta capacidade de propagação vegetativa (BERNARDI et al., 1987). Os autores sugerem que essa é uma característica essencial de plantas que se estabelecem nesse tipo de área pioneira, com muitas mudanças ambientais. Como o pisoteio também causa a fragmentação dos rizomas, o mesmo tipo de recuperação pode acontecer após o impacto. Os rizomas fragmentados voltam a enraizar em poucos meses e a cobertura é restabelecida.

Na área de estudo, Praia da Fazenda, a espécie é a dominante na área de dunas incipientes ou embriogênicas, sujeitas a grande estresse ambiental pelo avanço e recuo do mar e retirada e aporte de sedimentos. Segundo Cordazzo, Paiva e Seeliger (1996), essa espécie também é dominante nas dunas embriogênicas de muitas regiões da costa sul do país. Entretanto, segundo os mesmos autores, nas áreas de dunas frontais, onde a areia já é mais fixa e a comunidade mais bem estabelecida, a espécie, embora freqüente, muitas vezes perde em abundância para *Panicum racemosum*, *Hydrocotyle bonariensis* e Po*lygala ciparissias*. Foi exatamente na região das dunas frontais que o experimento foi desenvolvido. Dessa forma, a competição com as outras espécies pode ser determinante para a redução da população de *Blutaparon portulacoides*. A espécie se estende a partir das dunas embriogênicas para as dunas frontais, crescendo entre as outras espécies de dunas fixas, provavelmente em locais onde consegue vencer a competição ou em que as outras espécies não conseguem se estabelecer. Quando sua população é danificada e parcialmente removida, a espécie não é tão resistente quanto *Panicum racemosum,* que absorve o impacto e mantém pelo menos 80% de sua cobertura inicial, nem é resiliente como *Hydrocotyle bonariensis* ou a oportunista anual *Polygala cyparissias,* sendo deslocada espacialmente para as dunas móveis, onde não encontra a mesma competição com essas espécies.

A permanência da espécie nas dunas móveis ocorre porque ela é altamente adaptada às condições extremas desse local, enquanto as outras espécies não apresentam o mesmo comportamento. Seeliger (1992) afirma que as dunas embriogênicas da costa sul do país, devido às condições de mudanças sazonais, são exclusivamente colonizadas pela espécie *Blutaparon portulacoides.* Seeliger (1998b) sugere que o crescimento clonal favorece a ocupação do substrato instável, e as folhas e os rizomas ajudam a deter a areia trazida pelo vento. Segundo Cordazzo, Paiva e Seeliger (1996), *Blutaparon portulacoides* é controlada especialmente pelos processos de deposição e erosão da areia e, graças a sua capacidade de reprodução vegetativa, consegue suportar condições de estresse por soterramento.

Características como a suculência da espécie, a freqüente abscisão foliar, glândulas excretoras de sal e um reduzido número de estômatos aumentam a tolerância

às condições de estresse salino na zona de pós-praia (SEELIGER, 1992; SEELIGER, 1998b; CORDAZZO, PAIVA; SEELIGER, 1996) e são importantes para a permanência da espécie na área.

2.7.4 Efeitos da sazonalidade

Os efeitos do pisoteio experimental sobre a vegetação variaram não só com a intensidade, mas também com a estação do ano e com o número de anos em que o impacto de pisoteio foi aplicado. Em geral, a vegetação foi mais sensível ao pisoteio no inverno (menor resistência) e o tempo de recuperação foi maior (menor resiliência).

Em trabalho desenvolvido em vegetação de dunas, Gallet e Rozé (2001) argumentam que a estação em que ocorre o impacto é um fator importante que não é levado em conta com freqüência suficiente nos estudos desenvolvidos sobre os efeitos do pisoteio na vegetação. Para os autores, as informações quanto aos efeitos do pisoteio sobre a comunidade em diferentes estações do ano podem levar a uma política de visitação adequada às condições locais, o que pode ser variado dependendo do período do ano e das condições climáticas. Como exemplo, os mesmos autores citam que os valores médios de resistência, para a vegetação estudada na França, variaram de 243 a 743 passadas, de acordo com o tipo de vegetação costeira, a estação do ano e as condições de pisoteio.

Trabalho desenvolvido por Harrison (1980-81), na Inglaterra, indicou que existem diferenças óbvias na intensidade de resposta das comunidades a uma quantidade de uso conhecida aplicada em diferentes estações do ano. Segundo o autor, as parcelas impactadas no inverno perdem a cobertura em menores intensidades de pisoteio e a recuperação é mais lenta.

Embora a área de estudo ocorra numa região de clima tropical, sem a estacionalidade bem definida como nas regiões temperadas, com quatro estações bem discerníveis, duas estações foram identificadas com base nos dados climáticos e na literatura: uma mais quente e úmida, de outubro a abril, aqui chamada de verão, e outra menos úmida, de maio a setembro, o inverno (TALORA, 1996; ROMERA, 1999; TALORA; MORELLATO, 2000; MORELLATO et al., 2000). Além da temperatura e da umidade, o comprimento do dia é diferente nas duas estações do ano.

Essas variações nas condições climáticas ao longo do ano influenciam o crescimento vegetativo e a reprodução das espécies da área, determinando períodos de produção de folhas, flores e frutos nas épocas que propiciam as melhores condições para a espécie. Segundo Romera (1999), a vegetação das dunas na Praia da Fazenda sofre alterações significativas na composição florística e na fenologia ao longo do ano, principalmente se compararmos os meses de inverno com os de verão. Possivelmente, essas alterações sazonais na vegetação das dunas possam interferir no crescimento das espécies, refletindo na resistência e na recuperação das plântulas após o pisoteio.

Os estudos realizados por Cole (1987) em diferentes comunidades vegetais indicaram que a comunidade com melhor índice de recuperação, um ano após o pisoteio, foi a que era relativamente mais quente e úmida, enquanto a menor recuperação ocorreu em áreas sujeitas a correntes de ar frio e congelamentos freqüentes.

Da mesma forma, Liddle (1988) também afirma que os efeitos do pisoteio sobre a vegetação podem variar de acordo com a estação do ano em que ocorre o impacto. Num estudo desenvolvido pelo mesmo autor sobre vegetação de dunas, no País de Gales (LIDDLE, 1973 apud LIDDLE, 1975), a quantidade de passadas necessária para reduzir a cobertura vegetal em 50% no verão foi bem maior do que no inverno (1828 contra 1061, respectivamente). Na Praia da Fazenda, isso também ocorreu, sendo que no verão o índice de resistência foi maior que 1000 passadas e no inverno cerca de 1000.

Os estudos desenvolvidos com a dinâmica da vegetação de dunas no sul do país indicam diferenças no comportamento da comunidade no verão e no inverno. Seeliger (1992) afirma que todas as plantas perenes estudadas no Rio Grande do Sul exibiram vigor drasticamente reduzido durante o inverno, provavelmente devido às condições ambientais locais subótimas ou períodos de descanso endógeno induzidos, como pôde ser observado em *Hydrocotyle bonariensis* e *Blutaparon portulacoides* pelo autor. Como essas são duas das espécies mais abundantes da área de estudo, uma redução na capacidade vegetativa das mesmas num período restritivo interfere na recuperação da comunidade como um todo.

De fato, não só a resistência, mas também a recuperação da comunidade foi diferente para as parcelas impactadas no verão e no inverno. A recuperação para as parcelas de verão se deu, em geral, nos três meses iniciais do experimento, enquanto as de inverno levaram entre seis e nove meses para se recuperarem. Tal comportamento indica que o pisoteio em março, no auge da estação de maior crescimento, permite a pronta recuperação das plantas. Entretanto, as parcelas de inverno, que receberam o impacto do pisoteio na estação menos favorável, demoraram mais tempo para encontrar as condições adequadas ao crescimento, atrasando o processo de recuperação.

Novamente as condições ambientais da estação mais úmida devem ser favoráveis ao crescimento vegetativo das espécies. Romera (1999) indicou que a vegetação de restinga da Praia da Fazenda produzia novos brotos o ano todo, mas havia um pico de produção na estação mais quente e úmida (verão). Vale lembrar que a propagação vegetativa é a principal estratégia reprodutiva das espécies de dunas para vencer as condições ambientais adversas e se manter no ambiente durante os períodos das ressacas de inverno (CORDAZZO, PAIVA e SEELIGER, 2006). Pode-se deduzir, portanto, que para estar estabelecida no inverno, a planta precisa passar por um ciclo de crescimento na estação anterior (verão). As diferenças encontradas de resistência e resiliência para a vegetação indicam que as normas de uso recreacional dos locais com vegetação na Praia da Fazenda, para diferentes estações do ano, devem ser claramente definidas, levando em conta não só os danos, mas também o tempo que a vegetação leva para se recuperar após o pisoteio.

2.7.5 Efeitos do pisoteio crônico

Na literatura, os impactos que ocorrem em freqüência esporádica, supra-anual, mesmo que em grande intensidade, são chamados de agudos, enquanto os impactos recorrentes, causados por eventos que se repetem em uma freqüência anual ou sub-anual, recebem o nome de crônicos, independente da intensidade do pisoteio. Esses termos foram usados nos trabalhos de pisoteio experimental realizados por Cole e Monz (2002, 2003, 2004).

A maioria dos estudos de pisoteio se limita a uma única aplicação do impacto, variando apenas o tempo em que se avalia a recuperação da área (em geral de um a quatro anos). Estudo realizado por Cole (1987) em seis diferentes comunidades vegetais indicou que o pisoteio experimental deve ser conduzido por vários anos para simular de forma realista os impactos da recreação, e o autor concluiu que, em geral, dois anos consecutivos são suficientes. Ainda segundo o autor, o estudo realizado em uma única estação subestimaria a quantidade de impacto, especialmente nas comunidades mais resistentes. De modo semelhante, Cole e Monz (2002) indicaram que o estudo desenvolvido em um único ano limita as aplicações dos resultados no manejo da área, porque a perturbação do pisoteio é tipicamente crônica ao invés de aguda em áreas abertas à visitação pública.

O segundo ano do experimento teve efeito mais pronunciado sobre a Cobertura e a Altura Relativas da comunidade. Em geral a perda de cobertura e altura foi maior (exceto para o segundo ano de altura relativa no inverno) e o tempo de recuperação foi também maior. Tal constatação indica que os efeitos de impactos agudos, mesmo que de alta intensidade, são mais facilmente absorvidos pela comunidade de plantas, enquanto impactos crônicos causam danos maiores e, com o tempo, de difícil reversão, mesmo que se considerem baixas intensidades. Em trabalho realizado com cinco comunidades vegetais, Cole e Monz (2002) indicaram que o pisoteio causou reduções pronunciadas na cobertura da vegetação. Segundo os autores, as magnitudes das respostas variaram entre as comunidades diferentes, com a intensidade de pisoteio e com o número de anos em que ele foi aplicado.

Cole (1987) encontrou redução na resistência das comunidades estudadas e aumento no tempo de recuperação, com os anos de pisoteio. Segundo o autor, somente para as intensidades até 300 passadas a recuperação da cobertura foi máxima, independente do número de anos de impacto. Nas maiores intensidades de pisoteio, a taxa de recuperação diminuiu no segundo ano, e se manteve ou caiu ainda mais, dependendo do tipo de vegetação, para o terceiro ano de impacto.

Bowles e Maun (1982), em seu estudo desenvolvido em dunas, argumentaram que mesmo as espécies que mostram recuperação rápida, depois de um único evento de pisoteio, podem ser muito mais seriamente afetadas pela exposição prolongada a essa

pressão, quando não se permite tempo de recuperação adequado. Os dados encontrados para as três espécies mais abundantes na Praia da Fazenda confirmam essa predição, pois o tempo de recuperação foi, em geral, mais demorado conforme se aumentavam as aplicações seqüenciais de pisoteio.

A recuperação em impactos recorrentes parece ser mais demorada também em outras comunidades vegetais estudadas. Cole e Monz (2002) indicaram que a recuperação da cobertura relativa da vegetação após o primeiro ano foi alta (64 a 76%). Para as cinco comunidades diferentes por eles estudadas, a recuperação diminuiu significativamente depois da segunda aplicação anual de pisoteio, embora as diferenças na recuperação depois da segunda e da terceira aplicações não tenham sido significativas. Apenas em uma das formações, o pisoteio do segundo ano mostrou resiliência maior que o primeiro e o terceiro anos. Os autores concluíram que anos a mais de pisoteio adicionam pouca perda à cobertura vegetal, mas a resiliência diminui com o tempo. Cole e Monz (2003), em experimento realizado em área de camping nos EUA, constataram que o declínio na cobertura e na altura da vegetação acentuou-se com as sucessivas aplicações de pisoteio, para as duas comunidades estudadas, ou seja, que o uso crônico causa mais impacto do que o agudo.

2.7.6 Intensidade de pisoteio e impactos na vegetação

O aumento da intensidade de pisoteio causou perdas maiores na cobertura vegetal, mas não proporcionais, tanto que não houve diferenças significativas entre o controle e os tratamentos de 25 ou 75 passadas, nem em entre 200, 500 ou 1000 passadas, em nenhum momento do experimento nem para qualquer estação do ano. Isso indica que não existe linearidade entre o aumento do impacto e a perda da cobertura e da altura da vegetação. Segundo Cole (2004), o interesse em estimar a “Capacidade de Carga” em uma determinada área fez com que vários estudos se voltassem para a relação entre freqüência ou quantidade de uso e a intensidade dos impactos resultantes. Esses estudos, realizados em diferentes ecossistemas, com diferentes metodologias e medindo distintas variáveis de resposta chegaram à mesma conclusão: a relação entre a quantidade de uso e o impacto gerado é curvilínea e

assintótica, indicando que pouca quantidade de uso pode causar impactos substanciais (HAMMIT; COLE, 1998).

O uso do conceito de Capacidade de Carga Recreativa, limitada à relação linear, quantidade de uso x impacto, portanto, não parece ser adequado para a comunidade estudada, pelo menos no que se refere aos impactos do pisoteio sobre a vegetação. Trabalhos recentes desenvolvidos em áreas de *camping* e com o pisoteio experimental continuam reforçando a idéia da não linearidade entre a intensidade do uso e os efeitos na comunidade.

O trabalho desenvolvido por Cole (1995d) indicou que, embora quatro noites de *camping* tenham resultado numa perda maior da cobertura vegetal do que uma noite apenas, o aumento nessa perda não foi proporcional ao aumento do uso. No mesmo estudo, os efeitos do pisoteio nos diferentes tipos de vegetação indicaram efeitos semelhantes aos do *camping*, com a maior perda na cobertura ocorrendo com uso de baixíssima intensidade. O autor cita, como exemplo, que apenas 40 passadas reduziram a Cobertura Relativa a 54%, na vegetação com predomínio da espécie *Potentilla simplex.*

De forma complementar, Leung e Marion (2000) argumentam que os maiores impactos ocorrem em níveis baixos de uso e aumentos maiores no impacto não são proporcionais à utilização mais freqüente. Esse tipo de comportamento, em que as maiores perdas de cobertura e altura ocorreram quando a intensidade de uso era baixa, foi também encontrado em comunidades vegetais da Inglaterra (LITTLEMORE; BARKER, 2001) e da Bélgica (ROOVERS et al., 2004).

Cole e Monz (2003), em recente trabalho nos EUA, sugerem que na área de *camping* na floresta de coníferas estudada, o uso por apenas uma noite reduziu a cobertura e a altura da vegetação para menos da metade da original. Assim, segundo os autores, foi impossível a área sofrer quatro vezes mais impacto, aumentando o uso para quatro noites ao ano. Na outra comunidade estudada pelos autores, mais resistente, o aumento de uma para quatro noites de camping quase dobrou a perda de altura e cobertura, mas nunca chegou a quadruplicar os danos.

2.7.7 Contribuições para o manejo

Pode-se dizer que, por muito tempo, a comunicação entre pesquisadores e administradores de Unidades de Conservação no Brasil foi extremamente tênue, com poucas exceções. Conseqüentemente, os resultados das pesquisas, que poderiam contribuir com a conservação e uso dessas áreas, não eram utilizados nas rotinas de manejo. Nesse processo, não se pode afirmar que a origem desse fato ocorria pela insistência no foco científico dos pesquisadores, nem pelo pragmatismo dos chefes das UCs.

Felizmente tal lacuna vem se reduzindo e as conexões têm sido estabelecidas com um diálogo entre as partes, através do qual o pesquisador se insere nos problemas de manejo inerentes às Unidades de Conservação e também através de uma saudável cobrança por parte dos Chefes das UCs, para que os pesquisadores apresentem os resultados de suas pesquisas para os funcionários das mesmas. Um bom exemplo dessa prática é dado pelo Parque Nacional do Itatiaia, onde tanto as propostas como os resultados das pesquisas são apresentados para funcionários e para o Conselho Consultivo do Parque, em reuniões abertas à comunidade.

Não importa a origem do problema ou da pesquisa, que pode variar entre a complexidade de relações da sociologia ou da ecologia, com pouco esforço por parte dos pesquisadores, o elo entre pesquisa básica e aplicabilidade no manejo pode ser estabelecido. É sob tal perspectiva que são apresentadas algumas considerações sobre o manejo do uso público, com base nos resultados da pesquisa desenvolvida na Praia da Fazenda, e aproveitando as sugestões obtidas da literatura.

Dentre as recomendações de manejo encontradas nos estudos do pisoteio em dunas, na tentativa de minimizar os impactos e manter as condições do ambiente numa alteração considerada aceitável, estão: restrição ao acesso de áreas ecologicamente importantes (GOMEZ-LIMON; LUCIO, 1995; ANDRÉS-ABELLAN et al., 2005) ou com espécies sensíveis (COLE,1995a; GALLET; ROZÉ, 2001); dispersão do uso em área extensa para evitar concentração do impacto (BURDEN; RANDERSON, 1972; McDONNELL, 1981); rotação de uso para deixar um tempo maior de recuperação das áreas pisoteadas (BURDEN; RANDERSON, 1972); concentração de uso em áreas mais resistentes em termos de espécies (LIDDLE; GREIG-SMITH; 1975b) ou na comunidade

como um todo (COLE,1995a); escolha de áreas mais tolerantes ao impacto, as mais resistentes para o pisoteio agudo e as resilientes para o uso crônico (COLE; MONZ, 2002) e a construção de passarelas em vegetação muito sensível (LIDDLE; GREIG-SMITH,1975b).

De qualquer forma é uma tônica comum a atenção que deve ser dada não só às perdas na cobertura da vegetação, mas também à composição das espécies, porque muitas vezes a cobertura se restabelece rapidamente, mas com uma composição diferente nas espécies vegetais da comunidade, como o que ocorreu na área de estudo. Gomez-Limon e Lucio (1995) afirmam que quando os impactos não são óbvios é necessário aplicar um controle forte na mudança de composição das espécies. Os autores sugerem estabelecer limiares sobre os quais a perda de espécies é importante, destacando que esse é um excelente indicador de áreas de alto impacto (GOMEZ-LIMON; LUCIO, 1995).

Assim, o mais importante para o sucesso da associação do uso público com a conservação é estar atento às transformações que o uso imprime na vegetação e na paisagem como um todo, de forma a identificar as mudanças num estágio inicial, evitando a perda dos valores associados à vegetação. Burden e Randerson (1972) concluíram em seu trabalho que nas áreas de uso pesado é importante ser capaz de prever com precisão a intensidade da pressão recreativa na qual a deterioração permanente começa. As áreas costeiras, devido ao tipo de turismo, que concentra um grande número de pessoas, precisam ser avaliadas com cuidado, pois conforme afirmam Cole e Monz (2002) se a intensidade de pisoteio for suficiente, toda a cobertura vegetal será eliminada independente da resistência e da resiliência da vegetação. Os autores afirmam que a estratégia de manejo mais útil, em casos de uso muito intenso e contínuo, seria confinar o uso e o impacto a áreas tão pequenas quanto possível.

Gallet e Rozé (2001) afirmam que é essencial aos responsáveis pelo manejo de áreas naturais e semi-naturais o conhecimento da resistência relativa de diferentes comunidades vegetais. Segundo os autores, com esse conhecimento, uma política de visitação adequada às condições locais pode então ser acertada, o que pode ser variado dependendo da estação e das condições climáticas.

Na prática é essencial confirmar que a composição florística da comunidade tenha sido preservada. Assim, o propósito do manejo do visitante deve ser preservar a estrutura da comunidade e não simplesmente a cobertura vegetal. As espécies características da comunidade devem, portanto ser preservadas, mesmo se elas não forem espécies protegidas (GALLET; ROZÉ, 2001).

Para Cole (1995a), em estudo desenvolvido em 18 tipos de vegetação em áreas de montanha nos EUA, as grandes diferenças de vulnerabilidade encontradas entre os tipos de vegetação sugerem que existe um grande potencial de reduzir os impactos do pisoteio recreativo controlando a distribuição espacial do uso. O tráfego pode ser direcionado para tipos de vegetação mais duráveis e longe dos tipos mais vulneráveis. De acordo com o autor como os tipos de vegetação variam na resistência e na recuperação ao pisoteio, as técnicas de manejo adequadas devem variar com o uso das duas propriedades. Assim, algumas formações vegetais podem tolerar uma certa intensidade de pisoteio desde que elas não excedam certos limites, e os administradores poderiam manter os impactos do pisoteio em níveis aceitáveis deixando a intensidade do uso abaixo destes limiares.

Assim, acredita-se que a relevância dos resultados obtidos no experimento de pisoteio controlado em área de dunas deve ser observada, principalmente com relação aos dados de resistência e de resiliência da vegetação. Um fato a se considerar, ainda, é que as áreas recreativas costeiras estão sob efeito de uso contínuo, diferentemente do tipo de impacto gerado no atual experimento, com controle do número de passadas e intervalos regulares para a recuperação do local.

No presente trabalho, o maior uso coincide com o período de maior crescimento vegetativo, no verão, permitindo uma pronta recuperação da comunidade vegetal. No entanto, não se pode afirmar se o uso constante das áreas ainda vegetadas vai permitir uma recuperação tão rápida. Se tal recuperação não for possível, poderá ocorrer a diminuição gradual da faixa de vegetação no local, pois, conforme já discutido anteriormente, o uso crônico, aqui avaliado em apenas dois anos, reduziu a resistência e a resiliência da vegetação, tanto no inverno como no verão. Além disso, algumas das espécies que colonizaram a área após o pisoteio não são espécies típicas de dunas, comprometendo a função da comunidade vegetal de fixar o substrato e garantir a

ocorrência da sucessão ecológica. Essas espécies também aumentaram no segundo ciclo de impacto, sugerindo que o uso contínuo pode gerar mudanças ainda mais profundas na estrutura da comunidade.

Assim, sugerem-se algumas ações que auxiliarão a Administração do Núcleo Picinguaba a manter o lado esquerdo da Praia da Fazenda com padrões de uso semelhantes ao atual, para garantir a existência de uma faixa mínima de vegetação característica desse tipo de ecossistema.

Atualmente já existe uma barreira física, com toras de madeira colocadas para impedir a circulação de carros no local. Como parte da barreira está danificada, ela deve ser substituída e deve haver uma avaliação periódica para verificar se a dinâmica da faixa de vegetação está sendo mantida. O uso recreacional leva as pessoas a buscarem áreas de areia sem vegetação rasteira, mas com vegetação arbórea que propicie conforto térmico. Tal condição está presente no lado direito da Praia da Fazenda, em direção ao *camping* e ao local conhecido como Canto da Paciência. Os visitantes do Núcleo Picinguaba devem ser instruídos a continuarem a usar esse local quando permanecerem por períodos maiores, e orientados a utilizarem principalmente as áreas com areia seca. Caso o uso seja maior na faixa atualmente sem vegetação, ou em área de areia úmida e no mar, provavelmente a vegetação não passará por alterações que justifiquem o impedimento do uso do lado esquerdo da praia.

Justamente por ser um local com menor uso, essa área oferece uma qualidade diferenciada para visitação, com alto valor para pessoas que buscam oportunidade de isolamento e contemplação, em especial porque, nos metros finais da praia, os Rios Fazenda e Picinguaba deságuam, formando bancos de areia, onde é possível chegar caminhando para contemplar a vegetação, enquanto se toma um banho de água doce.

Independente da área da praia a ser usada pelo visitante, esse deveria receber informações, ainda na entrada, sobre o tipo de impacto que o uso gera sobre a vegetação e a conduta esperada para minimizar os danos. Ele deveria ser orientado a evitar a área de duna vegetada, seja para caminhar, sentar ou deitar, pois essa área é freqüentemente perturbada por visitantes que vão em busca de sombra. Esse tipo de informação auxiliaria na recuperação da vegetação do lado direito da praia ao longo do tempo. Sugere-se uma orientação especifica para isso no Centro de Visitantes (CV), via

palestras informativas ou através de folder e cartazes, e o uso de placas interpretativas na praia.

A justificativa para a manutenção de algum grau de primitivismo na Praia da Fazenda, representada principalmente pela existência da faixa de areia com vegetação e ausência de infra-estrutura, é que existem poucos locais no litoral norte de São Paulo com condições semelhantes. O Parque Estadual da Serra do Mar (PESM) abrange uma área de cerca de 315 mil hectares. Devido às suas dimensões, a administração é viabilizada através de oito Núcleos que são bases instaladas em áreas de domínio do Estado (SÃO PAULO, 2006).

O Núcleo Picinguaba possui uma área de 47 mil hectares, sendo o único Núcleo onde o PESM atinge a cota zero, ao nível do mar. No Núcleo estão situadas cinco praias: Brava da Almada, da Fazenda, da Vila de Picinguaba, do Cambury, Brava do Cambury, todas abertas à visitação pública e com algum grau de ocupação humana. Tal característica, no entanto, aumenta a responsabilidade administrativa do Núcleo no que se refere à proteção dos ecossistemas existentes em áreas de dunas e principalmente de restinga, no litoral norte do Estado de São Paulo.

3 CONCLUSÕES

O pisoteio experimental realizado em vegetação de dunas da Praia da Fazenda (Núcleo Picinguaba, Parque Estadual da Serra do Mar) provocou alterações na cobertura, na altura e na composição das espécies na área de estudo. Tais alterações foram mais pronunciadas quando o pisoteio ocorreu no inverno e para o segundo ano do experimento, indicando que a sazonalidade e os efeitos crônicos são aspectos importantes a serem considerados nas ações de manejo.

Embora a vegetação, em geral, tenha recuperado a altura e a cobertura em menos de um ano, o segundo ciclo de pisoteio produziu alterações ainda perceptíveis após um ano de experimento, indicando que o tempo de recuperação da área tende a aumentar com os anos de impactos recorrentes. Como o uso em áreas costeiras é contínuo, prevê-se um aumento na degradação da área com o passar dos anos, que pode torná-la descaracterizada quanto à vegetação de dunas, caso as ações de manejo se tornem mais permissivas.

O número de espécies ocorrentes nas parcelas experimentais aumentou ano a ano, mas muitas das espécies que ocuparam a área após o pisoteio não são características da vegetação de duna, podendo não exercer o papel de estabilizadoras do substrato, nem resistir à dinâmica natural do ambiente. Como a comunidade passa por estresse natural, como as grandes variações de marés no inverno, com remoção da vegetação e do substrato, suas espécies possuem estratégias de sobrevivência e se recuperam muito rápido, mostrando boa resiliência. Recomenda-se cuidado, portanto, em se usar como indicador de impacto simplesmente o número de espécies ocorrentes na área.

Assim, considerou-se que alterações na composição das espécies podem ser mais úteis para indicar os limites aceitáveis de mudança para essa comunidade vegetal. Tal pensamento vem dos achados desta pesquisa, porque embora a comunidade se restabeleça muito rápido, com a cobertura e a altura se recuperando em menos de três meses, houve mudança na composição das espécies após o impacto, incluindo um aumento no número de espécies.

A avaliação de perda de altura é importante, pois reflete as mudanças de estrutura na comunidade. Em geral, tais mudanças ocorrem em intensidades menores e são

mensuráveis em menor tempo do que as perdas na cobertura vegetal. Quando essas perdas se tornam perceptíveis, muitas vezes as mudanças na estrutura da comunidade já se encontram em estágio avançado e de difícil recuperação. Entretanto, do ponto de vista prático de ferramenta para o manejo, é mais fácil monitorar a perda de cobertura geral ou de uma espécie em particular, preferencialmente as mais sensíveis, tendo o cuidado de ser rigoroso e precavido para indicar alternativas de manejo antes do ponto de limite aceitável, uma vez que as perdas na altura costumam preceder as de cobertura, e tais perdas interferem na estrutura da vegetação.

As diferenças encontradas na literatura dificultam a análise dos parâmetros avaliados e a comparação dos resultados, tais como as taxas de recuperação da comunidade e das espécies estudadas. Embora muito já se tenha caminhado desde o trabalho de Cole e Bayfield (1993), ainda falta uma padronização mais criteriosa quanto à análise dos resultados, especialmente para os índices de resistência, resiliência e tolerância que poderiam tornar os trabalhos mais comparáveis entre si.

Embora os dados relativos de cobertura e de altura sejam mais condizentes para analisar a dinâmica das comunidades, especialmente num ambiente tão instável quanto o da vegetação de dunas, sempre sujeito a grandes estresses ambientais, uma análise mais detalhada no comportamento das espécies deve levar em conta os dados absolutos, especialmente os de Cobertura Relativa. Um bom exemplo na área de estudo é o ocorrido com a espécie *Blutaparon portulacoides,* que, em geral, após um ano de experimento, apresentava os valores da Cobertura Relativa recuperados. Analisando os dados absolutos, percebeu-se que a população da espécie ficou reduzida a valores 70 a 90% menores do que os iniciais, inclusive para o controle, e a população decaiu em proporções ainda maiores para o segundo ano da avaliação. Os dados absolutos indicam, portanto, uma queda muito grande na população após o pisoteio, enquanto os relativos indicam a completa recuperação da população após 12 meses. Dentre os trabalhos encontrados que abordam os impactos do pisoteio sobre as vegetações, nenhum faz qualquer comentário quanto a esse tipo de problema.

As três espécies estudadas apresentam distintos padrões de resistência e resiliência. Essas informações podem ser usadas pelos gestores do Núcleo Pincinguaba para determinar quais áreas devem ter o uso concentrado como forma de

manejo. Como exemplo, podemos citar que a Poacea *Panicum racemosum* tem maior capacidade de absorver impactos, enquanto *Hidrocotyle bonariensis* é rapidamente eliminada da área. Esse resultado indica que uma forma de manejo deveria ser a condução do uso público em áreas com o predomínio da Poaceae. De fato, quando se caminha pela praia na região de maior visitação pública, percebe-se claramente o predomínio da espécie supra citada, o que parece indicar que as mais sensíveis vão sendo progressivamente eliminadas da área.

Mesmo que o manejo indique a concentração do uso em áreas com predominância da Poacea, o local deve ser periodicamente monitorado, com avaliação da cobertura relativa das espécies em geral. Isso porque as espécies ocorrentes na área estudada apresentam alto potencial de regeneração, o que mantém a capacidade de restauração da comunidade frente às pressões ambientais.

Na verdade, as condições experimentais geralmente não refletem as reais pressões do visitante, que geralmente são mais difusas. Dessa forma, os índices calculados de resistência e tolerância podem não ser bons indicadores para definir os princípios da visitação, se usados de maneira isolada. O constante monitoramento da área se faz necessário para determinar se as predições feitas nos estudos experimentais podem ser traduzidas para as condições reais de uso.

Este trabalho não encontrou linearidade entre a intensidade de passadas do pisoteio e a avaliação de altura e cobertura da vegetação. Conclui-se, dessa forma, que o uso da Capacidade de Carga Recreativa não é uma boa estratégia de manejo para manter as características da vegetação de dunas da Praia da Fazenda.

As avaliações de cobertura média e freqüência relativa das espécies da área não foram realizadas por intensidade de pisoteio, mas sim para a comunidade como um todo. As alterações produzidas pelo pisoteio incluíram remoção parcial da cobertura das espécies na área de entorno das parcelas, reduzindo a competição intra e interespecifica, e levando ao surgimento de novas espécies que, em condições naturais, com a comunidade bem estabelecida, não teriam chances de colonizar a área.

As avaliações sugeridas na literatura para as comunidades impactadas são entre 10 e 15 dias após o pisoteio e 12 meses após. Cole e Bayfield, (1993) sugerem uma avaliação aos três meses se a recuperação da área for rápida. Na área de estudo a

recuperação foi muito rápida e talvez tenham se perdido informações valiosas entre os 15 dias e os três meses da avaliação. Os resultados confirmam a necessidade de serem mantidas as avaliações de 15 dias e de três meses com a inserção de uma avaliação intermediária, aos 45 dias. Como não foram observadas diferenças significativas entre as de seis e nove meses, recomenda-se a exclusão da última, mantendo-se as de seis e de 12 meses. A repetição dos ciclos de pisoteio por dois anos, consecutivos se a vegetação apresentar rápida recuperação, ou em anos alternados se essa for mais lenta, é importante por trazer a tona resultados mais condizentes com a real situação de impacto sobre a vegetação costeira: o uso crônico.

Como a Praia da Fazenda é um dos poucos remanescentes do Estado de São Paulo protegidos por lei, atenção especial deve ser dada à conservação da vegetação costeira nessa região. Vale como recomendação priorizar a conservação do lado esquerdo da praia, que apresenta menor histórico de uso e, consequentemente, uma estrutura mais preservada da comunidade vegetal. O maior fluxo de visitação deve ser mantido no lado direito da praia, onde tradicionalmente ocorre uma maior concentração de visitantes, com o cuidado de fornecer informações sobre a vegetação de dunas, e a importância de sua conservação. Recomenda-se, ainda, a busca de estratégias que desencorajem o visitante a deixar seus pertences sobre a vegetação, o que ocorre quando os mesmos vão em busca de sombra.

REFERÊNCIAS

ALESSA, L.; EARNHART, C. G. **Effects of Soil Compaction on Root and Root Hair Morphology:** Implications for Campsite Rehabilitation. Forest Service, Rocky Mountain Research Station, v. 5, 2000. 15 p. (USDA Forest Service Proceedings)**.**

ANDERSEN, U.V. Resistance of Danish coastal vegetation types to human trampling. **Biological Conservation**, Norfolk, v. 71, p. 223-230, 1995.

ANDRÉS-ABELLAN, M.; DEL ÁLAMO, J.B.; LANDETE-CASTILLEJOS, T.; LÓPEZ-SERRANO, F.R.; GARCÍA-MOROTE, F.A.; CERRO-BARJA, A. DEL. Impacts of visitors on soil and vegetation of the recreational area “Nascimiento del Rio Mundo” (Castilla – La Mancha, Spain). **Environmental Monitoring and Assessment**, Maine, v. 101, p. 55-67, 2005.

BARROS, M. I. A. **Caracterização da visitação, dos visitantes e avaliação dos impactos ecológicos e recreativos do planalto do Parque Nacional do Itatiaia**. 2003. 121 p. Dissertação (Mestrado em Recursos Florestais) – Escola Superior de Agricultura “Luiz de Queiroz”, Universidade de São Paulo, Piracicaba, 2003.

BATES, G.H. Vegetation of footpaths, sidewlks, cart tracks and gateways. **Journal of Ecology,** London , v. 23, p. 470-483, 1935

BAYFIELD, N.G. A simple method for detecting variations in walker pressure laterally across paths. **Journal of Applied Ecology,** London, v. 8, p. 535-5, 1971

BAYFIELD, N.G. Use and deterioration of some Scottich hill paths. **Journal of Applied Ecology,** London, v. 23**,** p. 470-487, 1973.

BAYFIELD, N.G. Some effects of trampling on *Molophilus ater* (Meiger) (Diptera, Tipulidae). **Biological Conservation,** Norfolk, v.16, p.219-232, 1979.

BELNAP, J. Choosing indicators of natural resource condition: a case study in Arches National Park, Utah, USA. **Environmental Management**, New York, v. 22, n. 4, p. 635-642, 1998.

BERNARDI, H.; SEELIGER, U. Population biology of *Blutaparon Portulacoides* (St. Hill) Mears on Southern Brazilian backshores. **Ciência e Cultura**, Campinas, v. 41, n. 1, p.1110-1113, 1989.

BERNARDI, H.; CORDAZZO, C.V.; COSTA, C.S.B. Efeito de ressacas sobre *Blutaparon portulacoides* (St. Hill) Mears nas dunas costeiras do sul do Brasil. **Ciência e Cultura,** Campinas, v. 39, n. 5/6, p. 545-547, 1987.

BOORMAN, L.A.; FULLER, M. Studies on the impact of paths on de dune vegetation at Winterton. **Biological Conservation**, Norfolk, v. 12, p. 203-216, 1977.

BOWLES, J.M.; MAUN, M.A. A study of the effects of trampling on the vegetation of the Lake Huron sand dunes at Pinrey Provincial Park. **Biological Conservation,** Norfolk, v. 24, p. 273-283, 1982.

BRIGHT, J.A. Hiker impacts on herbaceous vegetation along trails in an evergreen woodland of central Texas. **Biological Conservation,** Norfolk, v. 36, p. 53-69, 1986.

BURDEN, R.F.; RANDERSON, P.F. Quantitative studies of the effects of human trampling on vegetation as an aid to the management of semi-natural areas. **Journal of Applied Ecology**, London, v. 9, p. 439-458, 1972.

CAMPOS, H. **Estatística experimental não-paramétrica**. Piracicaba: ESALQ,1983. 349 p.

CARLSON, L.H.; GODFREY, P.J. Human Impact in a coastal recreation and natural area. **Biological Conservation,** Norfolk, v. 49, p. 141-156, 1989.

CIFUENTES, M.A. **Determinacion de capacidad de carga turística em áreas protegidas**. San Jose: CATIE, Programa de Manejo Integrado de Recursos Naturales, 1992. 28 p. (Série Técnica. Informe Técnico, 194).

COLE, D.N. **Wilderness campsite impacts:** effects of amount of use. Flagstaff: Forest Service, Rocky Mountain Research Station, 1982. 35 p.(USDA Forest Service Research Paper INT- 284).

COLE, D.N. **Monitoring the condition of wilderness campsites**. Forest Service, Rocky Mountain Research Station, 1983. 10 p. (USDA Forest Service Research Paper INT- 302).

COLE, D.N. Research on soil and vegetation in wilderness: a state of knowledge review. In: NATIONAL WILDENESS RESEARCH CONFERENCE: ISSUES, STATE-OF-KNOWLEDGE, FUTURE DIRECTIONS, 1985, Fort Collins. **Proceedings…** Fort Collins, 1985. p. 135 –177.

COLE, D.N. Effects of three seasons of experimental trampling on five montane forest communities and a grassland in Western Montana, USA. . **Biological Conservation**, Norfolk, v. 40, p. 219-244, 1987.

COLE, D.N. **Disturbance and recovey of trampled montane grassland and forests in Montana,** Forest Service, Rocky Mountain Research Station, 1988. 37p. (USDA Forest Service Research Paper INT- 389).

COLE, D.N. Minimizing Conflict between recreation and nature conservation. In.: SMITH, D.S.; HELLMUND, P.C. (Ed.). **Ecology of greenways**. Minneapolis: University of Minnesota Press, 1993. chap. 5, p. 105-122.

COLE, D.N. Experimental trampling of vegetation. I. Relationship between trampling intensity and vegetation response. **Journal of Applied Ecology**, London, v. 32, p. 203-214, 1995a.

COLE, D.N. Experimental trampling of vegetation. II. Predictors of resistance and resilience. **Journal of Applied Ecology**, London, v. 32, p. 215-224, 1995b.

COLE, D.N. **Recreation trampling experiments:** effects of trampler weight and shoe types**,** Forest Service, Rocky Mountain Research Station. 4 p. 1995c.(USDA Forest Service Research Paper INT-RN – 425)

COLE, D.N. Disturbance of natural vegetation by camping: experimental applications of low-level stress. **Environmental Management**, New York, v. 19, n. 3, p. 405-416, 1995d.

COLE, D.N. Visitor use density and wilderness experiences: a historical review of research. In.: FREIMUND, W.; COLE, D.N. (Comp.) **Visitor use density and wilderness experience:** proceedings. Ogden: Forest Service, Rocky Mountain Research Station, 2001. p. 11-20. (RMRS-P-20).

COLE, D.N. Monitoring and management of recreation in protected Areas: the contributions and limitations of Science. **Working papers of the Finnish Forest Reserch Institute 2**, 10-17, 2004. Disponível em: www.metla.fi/julkaisut /workingpapers/mwp002.htm acesso em 07 dez. 2005.

COLE, D.N.; BAYFIELD, N.G. Recreational trampling of vegetation: standard experimental procedures. **Biological Conservation**, Norfolk, v. 63, p. 209-215, 1993.

COLE, D.N.; LANDRES, P.B. Threats to wilderness ecosystems: impacts and research needs. **Ecological Applications,** Washington, v. 6, n. 1, p. 168-184, 1996.

COLE, D.N.; MONZ, C.A. Trampling disturbance of high-elevation vegetation, Wind River Mountains, Wyoming, U.S.A. **Artic, Antartic and Alpine Research**, Colorado, v. 34, n. 4, p. 365-376, 2002.

COLE, D. N.; MONZ, C.A. Impacts of Camping on vegetation: Response and recovery following acute and chronic disturbance. **Environmental Mangement,** New York, v. 32, n. 6, p. 693-705, 2003.

COLE, D.N.; MONZ, C.A. Spatial patterns of recreation impact on experimental campsites. **Journal of Environmental Management**, Berkeley, v. 70, p. 73-74, 2004.

CORDAZZO, C.V.; SEELIGER, U. Composição e distribuição da vegetação nas dunas costeiras ao sul de Rio Grande (RS). **Ciência e Cultura,** Campinas, v. 39, n. 3, p. 527-536, 1987.

CORDAZZO, C.V.; SEELIGER, U. Phenological and biogeographical aspects of coastal dune plant communities in southern Brazil. **Journal of Vegetation Science,** Grangärde, v. 75, p. 169-173, 1988.

CORDAZZO, C.V; COSTA, C.S.B. Associações vegetais das dunas frontais de Garopaba (SC). **Ciência e Cultura**, Campinas, v. 41, n. 9, p. 906-910, 1989.

CORDAZZO, C.V.; SEELIGER, U. Zoned habitats of southern Brazilian coastal foredunes. **Journal of Coastal Research**, Florida, v. 9, n. 2, p. 317-323, 1993.

CORDAZZO, C.V.; SEELIGER, U. Reproduction and vegetative regeneration in *Blutaparon Portulacoides* (Amaranthaceae) on backshores of Southern Brazil . **Journal of Coastal Research**, Florida, v. 35, p. 481-485, 2003.

CORDAZZO,C.V.; PAIVA, J.B.; SEELIGER, U. **Guia Ilustrado:** plantas das dunas da costa sudoeste atlântica. Pelotas: União Sul-americana de estudos da biodiversidade – USEB, 2006. 107 p.

CORDEIRO, S.Z. Composição e distribuição da vegetação herbácea em três áreas com fisionomias distintas na Praia do Peró, Cabo Frio, RJ, Brasil. **Acta Botânica Brasílica**, Porto Alegre, v. 19, n. 4, p. 679-693, 2005.

COSTA, C.S.B.; SEELIGER, U. Demografia de folhas de *Hydrocotyle Bonariensis* Lam., uma planta herbácea rizomatosa perene, nas dunas costeiras do Rio Grande do Sul, Brasil. **Revista Brasileira de Biologia**, São Carlos, v. 48, n. 3, p. 443-451, 1988.

COSTA, C.S.B. ; SEELIGER, U. Quantitative phenology and horizontal distribuition of the Rizomatus Perennial Herb *Hidrocotyle Bonariensis* Lam. in coastal sand dunes. **Vida Silvestre Neotropical**, Rio de Janeiro, v. 2, n. 2, p. 36-42, 1990.

COSTA, C.S.B.; CORDAZZO, C.V.; SEELIGER, U. Shore disturbance and dune plant distribution. **Journal of Coastal Research**, Florida, v. 12, n. 1, p. 133-140, 1996.

COSTA, C.S.B.; SEELIGER, U.; CORDAZZO, C.V. Leaf demography and decline of *Panicum recemosum* populations in coastal foredunes of southern Brazil. **Canadian Journal of Botany**, Ottawa, v. 69, p. 1593-1599, 1991.

DALE, D.; WEAVER, T. Trampling impacts of the trail corridors of North Rocky Mountain Forests. **Journal of Applied Ecology,** London**,** v. 11, p. 767-772, 1974.

GALLET, S.; LEMAUVIEL, S.; ROZE, F. Responses of the three heathland shrubs to single or repeated experimental trampling. **Environmental Management,** New York, v. 33, n. 6, p. 821-829, 2004.

GALLET, S.; ROZÉ, F. Resistance of Atlantic Heathlands to trampling in Brittany (France): influence of vegetation type,season and weather conditions. **Biological Conservation**, Norfolk, v. 97, p. 189-198, 2001.

GALLET, S.; ROZÉ, F. Long-term effects of trampling on Atlantic Heathland in Brittany (France): resilience and tolerance in relation to season and meteorological conditions. **Biological Conservation**, Norfolk, v. 103, p. 267-275, 2002.

GÓMEZ-LIMÓN, F.J.; LUCIO, J.V. Recreational activities and loss of diversity in grasslands in Alta Manzanares Natural Park, Spain. **Biological Conservation,** Norfolk, v. 74, p. 99-105, 1995.

GORYSHINA, T.K. Effect of trampling during recreational loads on internal leaf and thallome structure in certain plants. **Soviet Journal of Ecology,** Moscow, v.14, p. 192-198, 1983.

HACKBART, V. C. S.; CORDAZZO, C. V. Ecologia das sementes e estabelecimento das plântulas de *Hidrocotile bonariensis* Lam. **Atlântica,** Rio Grande, v.25, n.1, p.61-65, 2003.

HALL, C.N.; KUSS, F.R. Vegetation alteration along trails in Shenandoah National Park, Virginia. **Biological Conservation,** Norfolk, v. 48, p. 211-227, 1989.

HAMMITT, W.E. COLE, D.N. **Wildland recreation. Ecology and management**. 2nd. ed. New York: John Wiley, 1998. 361 p.

HARRISON, C. Recovery of lowland grassland in southern England from disturbance by seasonal trampling. **Biological Conservation,** Norfolk, v. 19, p. 119-130, 1980-81.

HUECK, K. Plantas e formação organogênica das dunas no litoral paulista. São Paulo: **Secretaria da Agricultura do Estado de São Paulo**, Instituto de Botânica. 1985. 101p.

HYLGAARD, T. Recover of plant communities on coastal sand-dunes disturbed by human trampling. **Biological Conservation**, Norfolk, v. 19, p. 15-25, 1980-81.

HYLGAARD, T.; LIDDLE, M.J. The effect of human trampling on a sand dune ecosystem dominated by *Empetrum nigrum.* **Journal of Applied Ecology**, London**,** v.18, p. 559-569, 1981.

KENT, M.; COKER, P. **Vegetation description and analyses**: a practical approach. London: John Wiley, 1996. 384 p.

KOPPEN, W. **Climatologia:** con un estudio de los climas de la tierra. México: F. C. E. 1948. 478 p.

LEMAUVIEL, S.; ROZE, F. Response of three plant communities to trampling in a sand dune system in Brittany (France). **Environmental Management**, New York, v. 31, n. 2, p. 227-235, 2003.

LEUNG, Y.F.; MARION, J.F. **Recreation impacts and management in wildernesss:** a state of knowledge review.**,** Forest Service, Rocky Mountain Research Station , v.5, p. 23-48, 2000. (USDA Forest Service Proceedings –RMRS –P-15).

LIDDLE, M.J. A selective review of the ecological effects of human trampling on natural ecosystems. **Biological Conservation,** Norfolk, v. 7, p. 17-36. 1975.

LIDDLE, M.J. A theoretical relationship between the primary productivity of vegetation and its ability to tolerate trampling. **Biological Conservation,** Norfolk, v. 8, p. 251-255. 1976

LIDDLE, M.J. **Recreation and the environment**: The ecology of recreation impacts. Section 2. Vegetation and wear. School of Australian environmental Studies. Griffth University.189 p. 1988. (AES Working Paper 1/88).

LIDDLE, M.J. Recreation ecology: effects of trampling on plants and corals. **Tree,** Melbourne**,** v. 6, n. 1, p. 13-17, 1991.

LIDDLE, M. J.; GREIG-SMITH, P. A survey on tracks and paths in a sand dune ecosystem. I. Soils. **Journal of Applied Ecology**, London, v. 12, p. 893 –908, 1975a.

LIDDLE, M. J.; GREIG-SMITH, P. A survey on tracks and paths in a sand dune ecosystem. II. Vegetation. **Journal of Applied Ecology**, London**,** v. 12, p. 909-930, 1975b.

LITTLEMORE, J.; BARKER, S. The ecological response of forest ground flora and solis to experimental trampling in British urban woodlands. **Urban Ecosystems,** Duluth, v. 5, p. 257-276, 2001.

MAGRO, T.C. **Impactos do uso público em uma trilha no planalto do Parque Nacional do Itatiaia.** 1999. 135 p. Tese (Doutorado em Ciências da Engenharia Ambiental) – Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo, São Carlos, 1999.

MAGRO, T. C. Closure of rails: a restoration strategy or lack of management? In: WORLD WILDERNESS CONGRESS SYMPOSIUM: SCIENCE AND STEWARDSHIP TO PROTECT AND SUSTAIN WILDERNESS VALUES, 7, 2001. Port Elizabeth, 1. **Proceedings**: Ogden: USDA, Forest Service, 2003.

MAGRO, T. C.; GONÇALVES, J. L. M. Seedbank as a tool fod choosing the better strategy for trail recovery. In: WORLD WILDERNESS CONGRESS SYMPOSIUM: SCIENCE AND STEWARDSHIP TO PROTECT AND SUSTAIN WILDERNESS VALUES, 2001, Port Elizabeth. **Proceedings …** Port Elizabeth: Forest Service, Rocky Mountain Research Station, 2003. p. 1-6. (USDA Forest Service Proceedings – RMRS – P – 00).

MARION, J.L.; COLE, D.N. Spatial and temporal variation in soil and vegetation impacts on campsites. **Ecological Applications,** New York, v. 6, n. 2, p. 520-530, 1996.

McDONNELL, M.J. Trampling effects on coastal dune vegetation in the Parker River National Wildlife Refuge, Massachusetts, USA. **Biological Conservation**, Norfolk, v. 21, p. 289-301, 1981.

McEWEN, D.; COLE, D.; SIMON, M. **Campsite impacts in four wilderness in the South-Central United States.** Forest Service, Rocky Mountain Research Station, 1996. 12 p. (USDA Forest Service Research Paper INT 490).

MONZ, C. A.; POKONY, T.; FREILICH, J.; KEHOE, S.; AYERS-BAUMEISTER, D. **The consequences of trampling disturbance in two vegetation types at the Wyoming Nature Conservancy's Sweetwater.** River Project Area, Forest Service, Rocky Mountain Research Station, Flagstaff, v.5, p.153-159, 2000.(USDA Forest Service Proceedings RMRS-P-15)

MORELLATO, P.C.; TALORA, D.C.; TAKAHASI, A.; BENCKE, C.C.; ROMERA, E.C.; ZIPPARRO, V. B. Phenology of Atlantic Rain Forest Trees: A Comparative Study. **Biotropica,** Lawrence, v. 32, n. 4b, p. 811-823, 2000.

NICKERSON, N. H. Effects of pedestrian traffic on sand dune vegetation. In: CONFERENCE ON SCIENTIFIC RESEARCH IN THE NATIONAL PARKS, 1976, New Orleans. **Abstracts…** New Orleans: American Institute of Biological Sciences and National Parks Service, United States Department of the Interior, 1976. p. 122-131.

NICKERSON, N.H.; THIBODEAU, F.R. Destruction of *Ammophila brevigulata* by pedestrian traffic: quantification and control. **Biological Conservation**, Norfolk, v. 27, p. 277-287, 1983.

RAIMUNDO, S.; VILANI, J.P. Estudo da capacidade de carga e proposta de regulamentação do rafting no Núcleo Santa Virgínia – Parque Estadual da Serra do Mar.: In: CONGRESSO BRASILEIRO DE UNIDADES DE CONSERVAÇÃO, 2., 2000, Campo Grande. **Anais...** Curitiba: Rede Pró-UCs, 2000. p. 279-287.

ROMERA, E.C. **Estudo fenológico da vegetação de dunas do sudeste do Brasil**. 1999. 86 p. Dissertação (Mestrado em Biologia Vegetal) – Instituto de Biociências, Universidade Estadual Paulista "Julio de Mesquita Filho", Rio Claro, 1999.

RONCERO-SILES, M.F.; BITTENCOURT, M.D. Determinação da Capacidade de Carga Recreacional: uma ferramenta para o manejo da visitação pública. Caso de estudo:futura APA do Médio Pardo/SP. In: CONGRESSO BRASILEIRO DE UNIDADES DE CONSERVAÇÃO, 3, 2002, Fortaleza , **Anais... ,** Curitiba: Rede Pró-Ucs, 2002. p. 415-422.

ROOVERS, P.; VERHEYEN, K.; HERMY, M.; GULINCK, H. Experimental trampling and vegetation recovery in some forest and heathland communities. **Applied Vegetation Science**, London, v. 7, p. 11-118, 2004.

ROZÉ, F.; LEMAUVIEL, S. Sand dune Restoration in North Brittany France: a 10-year monitoring study. **Restoration Ecology,** Tucson, v. 12, n. 1, p. 29-35, 2004.

ROZÉ, F.; LEMAUVIEL, S.; GALLET, S. Response of Three Plant Communities to Trampling in a Sand Dune System in Brittany (France). **Environmental Manegement**, New York, v. 31, p. 227-235, 2003.

SÃO PAULO (Estado). **Picinguaba – Parque Estadual da Serra do Mar.** Projeto de Preservação da Mata Atlântica, Secretaria do Meio Ambiente do Estado de São Paulo. Disponível em: http://www.ambiente.sp.gov.br/ppma/unipici.htm>. Acesso em: 20 jan. 2006.

SEELIGER. U. Coastal foredunes of southern Brazil: physiography, habitats and vegetation. In: _____. **Coastal plant communities of latin america.** San Diego: Academic Press. 1992. chap. 23, p. 367-381.

SEELIGER, U. Relações e funcionamento dos Ambientes Costeiro e Marinho. In:_____. **Ecossistemas costeiro e marinho do extremo sul do Brasil**. Rio Grande: Editora Ecoscientia, 1998a. cap. 7, p. 109-114.

SEELIGER,U. A flora das dunas costeiras. In:_____. **Ecossistemas costeiro e marinho do extremo sul do Brasil**. Rio Grande: Editora Ecoscientia, 1998b. cap. 6, p. 109-114.

SEELIGER, U. Response of Southern Brazilian Coastal Foredunes to natural and human-induced disturbance. **Journal of Coastal Research**, Florida, v. 35, p. 51-55, 2003.

SEELIGER, U. ; COSTA, C.S.B. Alterações de habitats devido às atividades antrópicas na costa sul do Brasil. In: _____. **Ecossistemas brasileiros:** manejo e conservação. Fortaleza: Expressão Gráfica e Editora, 2003. p. 237-244.

SEELIGER, U.; CORDAZZO, C.V.; OLIVEIRA, C.P.L.; SEELIGER, M. Long-term changes of coastal foredunes in the Southern Atlantic . **Journal of Coastal Research**, Florida, v. 16, n. 4, p. 1068-1072, 2000.

SEELIGER,U.;CORDAZZO,C.V.;OLIVEIRA,C.P.L.;SEELIGER,M.Long-term Changes of Coastal Foredunes in the Southwest Atlantic. **Journal of Coastal Research**, Florida, v. 16, p. 1068-1072, 2000.

TALORA, D.C. **Fenologia de espécies arbóreas de planície litorânea do sudeste do Brasil.** 1996. 78 p. Dissertação (Mestrado em Biologia Vegetal) - Instituto de Biociências, Universidade Estadual Paulista “Julio de Mesquita Filho”, Rio Claro, 1996.

TALORA, D.C. ; MORELLATO P.C. Fenologia de espécies arbóreas em floresta da planícia litorânea do sudeste do Brasil. **Revista Brasileira de Botânica**, São Paulo, v. 23, n. 1, p. 13-26, 2000.

TALORA, D.C.; MAGRO, T.C.; SCHILLING, A.C. Trampling impacts on coastal sand dune vegetation in Southeastern Brazil. In: SIEGRRIST, D.; CLIVAZ, C.; HUNZIKER, M.; ITEN, S. (Ed.) . **Exploring the nature of management.** Rapperswil, 2006. p. 117 – 122.

TALORA, D.C.; MAGRO, T.C; SCHILLING, A.C. Impacts associated with trampling on tropical sand dune vegetation. **Forest, Snow and Landscape Research**, Birmensdorff, 2007. No prelo.

TAMBORIM, S.R.; MAGRO, T. C. Capacidade de carga de uma trilha no Parque Estadual da Serra do Mar - Núcleo Picinguaba. In: CONGRESSO BRASILEIRO DE UNIDADES DE CONSERVAÇÃO, 2000, Campo Grande. **Anais...** Curitiba: Rede Pró-UCs, 2000. p. 279-287.

THOMAZ, L.D.; MONTEIRO, R. Uma revisão da comunidade halófita-psamófila do litoral brasileiro. **Boletim do Museu Biológico Mello Leitão,** Belém, v. 1, p. 103-114, 1992.

WEAVER, T.; DALE, D. Trampling effects of hikers, motorcycles and horses in meadows and forests. **Journal of Applied Ecology,** London**,** v. 15, p. 451-457, 1978.

WRIGHT, S. J.; VAN SHAIK, C. P. Light and the phenology of tropical trees. **The American Naturalist,** Chicago, v. 143, n. 1, p. 192-194, 1994.

YORKS, T. P.; WEST, N. E.; MUELLER, R. J.; WARREN, S. D. Toleration of traffic by vegetation: life form conclusions and summary extracts from a comprehensive data base. **Environmental Management**, New York, v. 21, n. 1, p. 121-131, 1997.

ZABINSKI, C. A.; GANNON, J. E. effects of recreational impacts on soil microbial communities. **Environmental Management,** New York, v. 21, p. 233-238, 1997.

ZABINSKI, C.; COLE, D . **Understanding the factors that limit restoration success on a recreation – impacted subalpine site.** Forest Service, Rocky Mountain Research Station, v. 5, p. 216-221, 2000.(USDA Forest Service Porceedings RMRS – P – 15).