

BRUNA BORELLA QUERIDO

**Intensificação no uso da terra e a homogeneização de
comunidades biológicas: uma abordagem experimental**

**Land-use intensification and the biological communities
homogenization: an experimental approach**

SÃO PAULO

2022

BRUNA BORELLA QUERIDO

Intensificação no uso da terra e a homogeneização de comunidades biológicas: uma abordagem experimental

Land-use intensification and the biological communities homogenization: an experimental approach

Dissertação apresentada ao Instituto de Biociências da Universidade de São Paulo, para a obtenção de Título de Mestre em Ciências, na Área de Ecologia de Ecossistemas Terrestres e Aquáticos.

Orientador: Dr. Luís César Schiesari

SÃO PAULO

2022

Ficha Catalográfica

Nome: Querido, Bruna Borella

Título (em português): Intensificação no uso da terra e a homogeneização de comunidades biológicas: uma abordagem experimental

Título (em inglês): Land-use intensification and the biological communities homogenization: an experimental approach

Dissertação apresentada ao Instituto de Biociências na Universidade de São Paulo para a obtenção do título de Mestre em Ciências (Ecologia).

Aprovada em: _____

Banca examinadora:

(Orientador)

Dedicatória

À ciência, que nos permite indagar. Aos pesquisadores,
por tentarem desvendar os mistérios. E à vida, por nos
permitir deslumbrar tais maravilhas.

Epígrafe

O modo científico de pensar é ao mesmo tempo imaginativo e disciplinado. Isso é fundamental para o seu sucesso. A ciência nos convida a acolher os fatos, mesmo quando eles não se ajustam às nossas concepções. Aconselha-nos a guardar hipóteses alternativas em nossas mentes, para ver qual se adapta melhor à realidade. Impõe-nos um equilíbrio delicado entre uma abertura sem barreiras para ideias novas, por mais heréticas que sejam, e o exame cético mais rigoroso de tudo – das novas ideias e do conhecimento estabelecido. Esse tipo de pensamento é também uma ferramenta essencial para a democracia numa era de mudanças.

Carl Sagan. *O mundo assombrado pelos demônios*
(trad. Rosaura Eichenberg)

Agradecimentos

Agradeço, primeiramente, a Deus, que me abençoou com mais esta oportunidade, e ao Universo, por me proporcionar a existência neste mundo que, apesar de ser cheio de tribulações, ainda assim é um mundo maravilhoso e cheio de beleza e magia.

Agradeço aos meus pais, Sandra e Luiz, por todo o esforço, por todas as privações e dificuldades que passaram a fim de me dar um futuro melhor que o de vocês. Agradeço por todo carinho, apoio, amor, paciência, puxões de orelha e incentivo. Vocês foram meu Norte em todas as etapas da minha vida, e sempre foram meus guias quando eu estava perdida. Espero humildemente poder retribuir todo este amor e auxílio que vocês me prestaram e continuam prestando.

Ao professor Dr. Luís Schiesari, que me aceitou como aluna de mestrado de forma tão inesperada e brusca. Pela disponibilidade em procurar pessoas para me auxiliarem neste trabalho novo e desafiador que me propôs e que aceitei de bom grado. E pela paciência e suporte na reta final, quando eu não estava bem, mas você continuou acreditando na minha capacidade.

À Coordenação de Aperfeiçoamento Pessoal de Nível Superior (CAPES) pela bolsa de mestrado concedida (Processo nº XXXX), e pela extensão desta devido à pandemia.

Ao Programa de Pós-Graduação em Ecologia: Ecossistemas Terrestres e Aquáticos, pela oportunidade de aprendizado, por toda a rede de apoio aos alunos ao longo do curso, e pelo incentivo de integração e realização de atividades sociais dentro do Programa. Agradeço aos professores das disciplinas cursadas, sem os quais eu não teria tido o embasamento para escrever esta tese, e à Vera Lima, sempre tão prestativa e simpática, e sempre disposta a nos ajudar de todas as formas possíveis ao longo do curso.

Aos integrantes do meu Comitê de Acompanhamento, Víctor Saito, Hugo Sarmento e Paulo Inácio Prado, pelo auxílio, encorajamento e apoio. Graças às suas críticas construtivas, ideias e prestação de ajuda quando solicitado, esta tese está pronta e posso me orgulhar deste trabalho final.

Aos membros do laboratório do professor Luís, que foram essenciais para a realização deste trabalho, meu sincero muito obrigada. Não só pela ajuda científica, mas pelo apoio moral, pela ajuda nos perrengues em Brotas, pelos momentos de risada, pelas conversas, e principalmente, por não terem permitido que esta pandemia estragasse a formação de nosso vínculo. Sou muito grata por ter tido vocês na minha vida, mesmo que nossa convivência

pessoal tenha sido tão breve. Obrigada Laura, Alê, Jéssica, Karen, Giulia, Sumaia, João e Hagop. Vocês são pessoas de muita luz e energia boa, e fico muito feliz de ter podido desfrutar de tal luz.

À Juliete, em breve doutora, meu agradecimento especial, por todo o companheirismo e auxílio durante todo meu trajeto. Fomos companheiras de trabalho de campo, de reunião do grupo de Brotas, e de quebrar a cabeça com o R. Obrigada pela ajuda com os scripts, e pelo apoio emocional também. Não sei o que teria sido de mim sem você como companhia durante esse mestrado.

Ao Rodolfo, que também me socorreu diversas vezes com o R. Que me ajudou com scripts, com ideias de gráficos, com interpretações. Que corrigiu meus erros bobos com total paciência, que nunca negou um auxílio e sempre se mostrou disponível. Tenho certeza que você vai ser reconhecido pelo ótimo profissional que é, e que um futuro brilhante te aguarda. Desejo a você todo o sucesso do mundo.

Aos trabalhadores da fazenda de Brotas, onde realizamos nosso projeto, por toda solicitude, por serem sempre tão doces e pacientes. Por se preocuparem conosco quando ficávamos semanas em Brotas sem carro, nos trazendo comida, nos dando transporte e nos oferecendo toda a ajuda possível.

Aos meus companheiros de disciplina, Marcella, Arthur e Nataly, que enfrentaram comigo a transição de aulas presenciais para aulas online, e me ajudaram a terminar esta aventura de maneira bem sucedida. Que possamos nos reunir presencialmente novamente e comemorar no barzinho a volta à normalidade e o fim deste ciclo.

À minha antiga orientadora, Dr^a Luciane Fontana, que continua presente na minha vida e estará sempre no meu coração. Agradeço pela prestação de auxílio em encontrar contatos para me auxiliar com as identificações, pelo apoio incondicional, pelo encontro e cafezinho. Aguardo o próximo café e troca de novidades. A você, que mesmo não tendo mais vínculo comigo, continua me apoiando, me incentivando, e me abrindo portas, eu sou imensamente grata. Nunca conseguiria colocar em palavras tudo o que eu sinto pelo que você fez por mim. Sou a profissional que me tornei, e a pessoa que me tornei, graças a você.

Ao Clube do Livro e ao Clube de Dark, que me proporcionaram uma fuga das responsabilidades e me ajudaram a lidar com o distanciamento social. Obrigada Isabel, Marcela e Luiza pelos momentos de espairecimento e fofoca, além de, é claro, instrução, me tirando de minha zona de conforto literária.

Ao Iuri Morais, meu amigo de graduação, que permaneceu presente mesmo com a distância. Obrigada pela visita, obrigada pelo auxílio com o mestrado, mesmo não tendo nada a ver com você. Obrigada também por sempre estar disponível para meus desabafos, e por sempre me ajudar a racionalizar os problemas e trazer soluções.

Ao Bruno Tribst, que continua se provando um amigo incrível, mesmo com nossos momentos de distanciamento. Também é meu psicólogo particular gratuito, e meu companheiro de Ibira.

Agradeço à minha melhor amiga, Isadora. Minha amiga de longa data, que me viu crescer e amadurecer. Que me aguentou nos piores momentos. Que largou tudo pra me visitar quando eu estava desesperançosa da vida, e me mostrou por ações o que sempre me disse: que está comigo pra tudo, sempre. Obrigada por todas as conversas, pelas ligações, pelas recomendações de filmes e músicas. Obrigada por ser essa pessoa maravilhosa, dedicada aos amigos e família, e de coração enorme. Você me ensinou muito, e espero poder retribuir para você tudo o que você me proporcionou.

À minha segunda família, Tia Rita e Barbara, cuja existência nesse mundo é uma benção. Se não fosse por vocês, pelo acolhimento, apoio e amor, eu não teria tido a condição de vir para São Paulo prestar a prova de mestrado e muito menos residir aqui. Vocês foram meu lar, minha família, e me ajudaram a suportar e lidar melhor com o afastamento dos meus pais.

À minha segunda tia postiça, Tia Drika, que também me acolheu de braços abertos quando passei por uma situação difícil. Que não hesitou em me oferecer abrigo. Que me aturou pacientemente por meses, mesmo o plano inicial sendo eu ficar temporariamente. Obrigada por todas as conversas, por toda a disposição. Pela comida maravilhosa, que sempre me encheu de energia para continuar meu trabalho e pesquisa. Obrigada também pela filha que você colocou no mundo, porque sem ela, eu não teria encontrado novos amigos, não teria passado pela pandemia da forma “tranquila” como passei, e não teria tido a benção de ter um lugar para ficar quando desabrigada. Juliana, você é uma grande amiga, com um coração enorme.

A todos esses amigos que a Ju me apresentou, que me distraíram com jogos, com conversas banais, que me mostraram a amplitude de conhecimentos, de pensamentos e de modos de pensar, obrigada. Vocês se tornaram muito importantes para mim, e espero levar vocês comigo para a vida. Amalfi, Gabi, Nane, Smoking, Cássia, Caio, Driw, Gabes, Dri, Japa e Megumi, agradeço pela convivência, pela paciência, pelas risadas. Vocês são incríveis!

Um agradecimento especial ao meu irmão de alma, Paulo Botelho. Eu nem sei se tenho palavras para expressar a importância que você tem na minha vida. Você sempre me apoiou, sempre soube quando eu não estava bem, e sempre apareceu na porta de casa para me alegrar. Obrigada por estar sempre presente, e ser sempre solícito. Por sempre saber quando eu preciso de conselhos e quando preciso só desabafar. Espero que um dia você se enxergue como eu te enxergo: essa pessoa maravilhosa, cheia de luz, tão boa e tão carinhosa. Você merece o mundo, e sei que vai conquista-lo.

Ao meu pequeno grande amor, Gustavo Margutti. Você é um ser incrível. Você me apoiou em todos os momentos. Sempre se dispôs a estar do meu lado. Topa tudo o que eu proponho. Você me vê de uma maneira tão linda, que eu me esforço todos os dias para ser a pessoa que você vê. Obrigada por correr atrás dos meus sonhos comigo, por me apoiar em todas as ideias que eu tenho, mesmo que isso vire nosso mundo de cabeça pra baixo. Obrigada pelas palavras de encorajamento, pelo amor, pelo carinho. Pelo abraço reconfortante, por ser meu porto seguro. Que nossa parceria continue firme e forte, e que sempre cresça. Que nosso respeito nunca se confunda com medo de expressar uma opinião. Que sempre possamos manter essa nossa relação de conversar sobre tudo, e passar horas nisso. Que eu possa retribuir tudo o que você me proporcionou e proporciona. Obrigada por estar comigo, e escolher trilhar um caminho ao meu lado.

A todos os amigos, colegas e familiares, que apesar de não estarem presentes individualmente nos agradecimentos, contribuíram individualmente para me tornar a pessoa que sou hoje. Todos os que passaram na minha vida, me trouxeram ensinamentos inestimáveis. Me mostraram um pouco do mundo e suas maravilhas, e me mostraram sobre a diversidade de pessoas e como é importante respeitar a todos.

E, por fim, à Vida e à Natureza, duas facetas da mesma encantadora e fascinante contribuidora deste mundo e deste Universo. Algo que me causou tanto fascínio que resolvi dedicar minha vida a descobrir seus mistérios.

Resumo

Homogeneização biótica é o processo no qual comunidades biológicas tornam-se mais semelhantes entre si ao longo do espaço ou tempo, e pode ocorrer através do compartilhamento de características taxonômicas, funcionais, filogenéticas e/ou genéticas. Os mecanismos responsáveis por tal homogeneização são: introdução de espécies exóticas, extinção de espécies nativas e alterações de habitats. Uma das maiores ameaças a ambientes aquáticos é intensificação do uso da terra, que pode promover a simplificação do habitat, aumentar a entrada de nutrientes (e.g., N e P), reduzir o sombreamento aumentando, assim a temperatura da água e diminuindo o oxigênio dissolvido e o *input* de matéria orgânica (MO) natural. O *input* antropogênico de nutrientes, através do uso de fertilizantes e poluentes atmosféricos, excede o de fontes naturais, causando consequências na qualidade da água e em ecossistemas aquáticos, e proporcionando o estabelecimento de apenas algumas espécies entre os ambientes eutróficos. No Brasil, os dois maiores tipos de uso do solo encontrados são as pastagens (20% do território) e plantações de cana-de-açúcar (3º maior área de plantio). O manejo de agroquímicos é um dos pilares da agricultura e grande causador de perda de riqueza de espécies. Estima-se que comunidades de água doce têm sofrido taxas de extinção cinco vezes maiores do que terrestres. Produtores primários são de suma importância para estruturação de comunidades. Em ambientes aquáticos, os principais produtores primários são o fitoplâncton e o bacterioplâncton. Os fatores físicos determinantes para a composição e taxa de reprodução do fitoplâncton são o pH, nutrientes limitantes, CO₂, luz e condutividade, fatores estes que são alterados devido à intensificação e manejo da terra. Apesar de cada grupo requerer condições específicas ambientais para crescimento e reprodução, é necessário levar em conta também a complexidade espacial e temporal. Estudos mostram que, mesmo quando a diversidade α apresenta aumento ou estabilização, a composição da comunidade (diversidade β) permanece em constante mudança. A análise das diversidades taxonômica e funcional oferece uma ferramenta única de entendimento de processos ecológicos que estruturam as comunidades em gradientes ambientais ou em escalas espaciais, que não é possível de ser alcançada ao se utilizar somente uma estratégia de análise de diversidade. Uma abordagem que vem sendo amplamente utilizada para avaliar os impactos de agroquímicos nos ecossistemas é o uso de microcosmos experimentais, pois possuem uma abordagem prática e simples. Tais estudos são ferramentas úteis para simular condições que ocorrem em todos os ecossistemas, acompanhar a sucessão das comunidades, prever o grau de impacto do aporte

excessivo de nutrientes e de agroquímicos, entre outros. Um experimento foi realizado, a fim de testar empiricamente os impactos da intensificação do uso da terra em comunidades fitoplanctônicas. Para tanto, um *setup* de 48 caixas foi instalado em quatro tratamentos de simulação de intensificação variados, e agrupadas em trincas (metacomunidades), em Brotas (São Paulo). Os manejos e coletas foram realizados durante aproximadamente 3 meses, e diversos compostos, manipulados. As coletas de nutrientes, fitoplâncton, pesticidas e parâmetros foram realizados 1 semana após cada etapa de manejo. As análises quanti e qualitativas do fitoplâncton foram feitas com auxílio de um microscópio invertido. As espécies foram classificadas de acordo com sua taxonomia e também de acordo com os Grupos Funcionais de Reynolds. Análises de ANOVA, PCA, nMDS, diversidade beta, foram feitas com auxílio do programa R. Foram encontradas 72 espécies de algas fitoplanctônicas, agrupadas em 21 grupos funcionais. O processo de intensificação do uso da terra teve como consequência impactos pronunciados nas condições físico-químicas, onde foram observados menores valores de nutrientes, pH e turbidez em condições de manejo menos intensas. O uso da terra e as práticas de manejo são conhecidas por afetarem as propriedades do solo e influenciarem a MO dissolvida. O manejo do sistema experimental também acarretou em impactos nas comunidades biológicas, tanto na perspectiva de diversidade taxonômica quanto funcional, tendo sido encontrado um efeito de intensificação na homogeneização biótica. Este padrão, no entanto, não foi encontrado para todas as análises. O resultado encontrado, porém, foi inverso ao hipotetizado, ou seja, foram encontradas maiores taxas de homogeneização nos tratamentos menos manejados. Também foi encontrado uma relação positiva entre diversidade taxonômica e diversidade ambiental para dados de abundância. Quando em sistemas naturais, os impactos de manejo podem atuar tanto de forma direta nas comunidades como modo indireto, seja causando alterações no ambiente, seja modulando outros níveis tróficos. Não foram encontradas relações entre condições ambientais e diversidade beta, o que leva a crer que não houve impacto indireto das comunidades por alterações ambientais.

Palavras-chave: homogeneização; uso da terra; comunidades; diversidade taxonômica; diversidade funcional; fitoplâncton; agroquímicos

Abstract

Biological homogenization is the process in which biological communities become similar between themselves as time goes by, and can happen through the sharing of taxonomic, functional, phylogenetic and/or genetic characteristics. The mechanisms responsible for such homogenization are: Exotic species being introduced, native species extinctions and habitat changes. One of the greatest dangers to aquatic environments is the growing land use intensification, which can promote habitat simplification, enlarge nutrient entry (e.g, N and P), reduce shading, thus increasing water's temperature and diminishing the oxygen dissolved and the input of natural organic matter (MO). The input anthropogenic of nutrients, through the usage of fertilizers and atmospheric pollutants exceeds the ones from natural sources, causing consequences in water quality and aquatic ecosystems, and the settling of a few species in the eutrophic environment. In Brazil, the two most popular land uses are pastures (20% of national territory) and sugar cane plantations (Third largest area of plantation). Agrochemical usage is one of agriculture's pillars and a big reason of species diversity loss. It is estimated that fresh water communities have suffered five times larger extinction rates than land communities. Primary producers are necessary for the communities structure. When in aquatic environments, the main primary producers are phytoplankton and bacterioplankton. Determinant physical factors for the composition and reproducing rate of phytoplankton are the pH, limited nutrients, CO₂, light and conductivity, factors that are changed due to the land use intensification. Although each group requires specific environmental conditions for growth and reproduction, it's also necessary to take under consideration spatial and temporal complexity. Studies show that, even though diversity α show growth or stabilization, the composition of community (diversity β) maintain constant change. The analysis of the taxonomic and functional diversities gives a unique tool of understanding the ecological processes that structures the communities in environmental gradients or spatial scales, which is not possible to be reached when using only one analysis strategy of diversity. One approach that has been largely used to evaluate agrochemical impacts at ecosystems is the usage of experimental microcosms, for having a practical and simple approach. Such studies are useful tools to simulate conditions that occur in all ecosystems, follow the succession of communities, foresee the degree of impact of excessive contribution of nutrients and agrochemicals, among others. An experiment was done to test empirically the impacts of intensification of land usage for phytoplankton communities. For

that, a setup of forty-eight boxes were installed in four simulations of various intensities of treatment, grouped by three (metacommunities), in Brotas (São Paulo). The management and collections were done for approximately three months, and many compounds were manipulated. The sampling of nutrients, phytoplankton, pesticides and parameters were done one week after each management stage. The analysis of phytoplankton, both quantitative and qualitative, were done with a inverted microscope. The species were classified accordingly to their taxonomy and also accordingly to Reynolds functional groups. Analysis of ANOVA, PCA, nMDS, beta diversity, were done using R software. Seventy-two phytoplankton algae species were found, and classified in 21 functional groups. The process of intensification of land use had pronounced impacts in the physical-chemical conditions, where there were observed less nutritious values, pH and turbidity under less intense management conditions. Land use and the practices of management are known to affect the properties of soil and influence the dissolved MO. The management of the experimental system also brought impacts in the biological communities, both in the diversity perspective and the functional diversity, having been found a effect of intensification on biotic homogenization. This pattern wasn't found for all the analysis. The obtained result, however, was inverse to the one hypothesized, that is, there were found bigger homogenization rates on the less managed treatments. There was also a positive correlation between taxonomic and environmental diversity for the abundancy data. When in natural environments, the impacts of management can act in direct and indirect forms to the communities, be it causing environmental changes, be it modulating other trophic levels. There weren't found correlations between environmental conditions and beta diversity, what leads us to believe that there wasn't direct impact on the communities from environmental changes.

Key words: land-use intensification; homogenization; communities; taxonomic diversity; functional diversity; phytoplankton; agrochemicals

LISTA DE FIGURAS

Figura 1: Resumo dos tipos de homogeneização biótica populacional e de comunidades. Imagem retirada de Petsch (2016).....	21
Figura 2: Transições no uso da terra. Imagem retirada de Foley <i>et al.</i> (2005), adaptada de DeFries & Houghton (2004) e DeFries & Foley (2004).....	24
Figura 3: Esquema representativo da estrutura de mesocosmos de um tratamento (Pastagem Extensiva).....	39
Figura 4: Foto retirada por drone em abril de 2019, do experimento de campo implementado na cidade de Brotas, São Paulo.....	39
Figura 5: Fotos do experimento de campo realizado em Brotas.....	41
Figura 6: Análise de parâmetros básicos de qualidade de água em função dos tratamentos de manipulação do uso da terra em T1 (14/11/19), T2 (29/11/19), T3 (14/12/19) e T4 (14/01/20).....	51
Figura 7: Concentração de nutrientes nos microcosmos em função dos tratamentos de manipulação do uso da terra em T1 (14/11/19), T2 (29/11/19), T3 (14/12/19) e T4 (14/01/20).....	52
Figura 8: Concentrações de pesticidas nos microcosmos em função dos tratamentos de manipulação do uso da terra em T2 (29/11/19), T3 (14/12/19) e T4 (14/01/20).....	53
Figura 9: Análises de ACP para padrões de associação entre variáveis físico-químicas através de tratamentos em (a) 14/11/19, (b) 29/11/19 (c) 14/12/19 e (d) 14/01/20.....	55
Figura 10: Análises de Escalonamento Multidimensional Não-Métrico com polígonos comparando as características físico-químicas dos microcosmos experimentais em (a) T1 (14/11/2019), (b) T2 (29/11/19), (c) T3 (14/12/19) e T4 (14/01/20).....	57

Figura 11: Análises de ACP para padrões de associação entre variáveis físico-químicas através do tempo em (a) Floresta, (b) Pastagem Extensiva, (c) Pastagem Intensiva e (d) Canavial.....	58
Figura 12: Análises de Escalonamento Multidimensional Não-Métrico com polígonos comparando as características físico-químicas dos microcosmos experimentais em: (a) Floresta, (b) Pastagem Extensiva, (c) Pastagem Intensiva e (d) Canavial.....	60
Figura 13: Análises de Escalonamento Multidimensional Não-Métrico comparando a composição e estrutura das comunidades fitoplanctônicas dos microcosmos experimentais em T1 e T4. (a), (c) Presença-e-ausência; (b), (d) Abundância.....	65
Figura 14: Análises de Escalonamento Multidimensional Não-Métrico com polígonos comparando a composição e estrutura das comunidades dos microcosmos experimentais do Canavial. (a) Presença-e-ausência; (b) Abundância.....	69
Figura 15: Análises de Escalonamento Multidimensional Não-Métrico para grupos funcionais com polígonos comparando a composição e estrutura de comunidades dos microcosmos experimentais em T1 e T4. (a), (c) Presença-e-ausência; (b), (d) Abundância.....	70
Figura 16: Análises de Escalonamento Multidimensional Não-Métrico com polígonos comparando as composição e estrutura das comunidades dos microcosmos experimentais no <i>plot</i> Canavial. (a) Presença-e-ausência; (b) Abundância.....	74
Figura 17: Análises comparativas de beta diversidade entre tratamentos no início do experimento (T1), com valores de ANOVA associados. (a) Presença-e-ausência; (b) Abundância.....	75
Figura 18: Análises comparativas de beta diversidade entre tratamentos ao fim do experimento (T4), com valores de ANOVA associados. (a) Presença-e-ausência; (b) Abundância.....	76
Figura 19: Análises de beta diversidade por tratamento nos tempos de coleta analisados (T1 e T4). (a) Presença-e-ausência; (b) Abundância.....	77
Figura 20: Análises de beta diversidade por momento de amostragem para Canavial. (a) Presença-e-ausência; (b) Abundância.....	78
Figura 21: Análises comparativas de beta diversidade entre momentos de amostragem para o <i>plot</i> Canavial, com valores de ANOVA associados. (a) Presença-e-ausência; (b) Abundância.....	78

Figura 22: Gráfico de regressão para um modelo linear (LM) de diversidade beta de tratamentos em função da variabilidade ambiental. (a) Presença-e-ausência; (b) Abundância.....79

Figura 23: Gráfico de regressão para um modelo linear (LM) de diversidade beta de comunidades de algas em função da condição ambiental (Eixo de ACP: (a) e (b) com o Eixo 1; (c) e (d) com o Eixo 2. (a), (c) Presença-e-ausência; (b), (d) Abundância.....80

Figura 24: Análises comparativas de beta diversidade funcional entre tratamentos no início do experimento (T1), com valores de ANOVA associados. (a) Presença-e-ausência; (b) Abundância.....81

Figura 25: Análises comparativas de beta diversidade funcional entre tratamentos ao fim do experimento (T4), com valores de ANOVA associados. (a) Presença-e-ausência; (b) Abundância.....82

Figura 26: Análises de beta diversidade por tratamento nos tempos de coleta analisados (T1 e T4). (a) Presença-e-ausência; (b) Abundância.....83

Figura 27: Análises de beta diversidade por momento de amostragem para Canavial. (a) Presença-e-ausência; (b) Abundância.....83

Figura 28: Análises comparativas de beta diversidade entre momentos de amostragem para o *plot* Canavial, com valores de ANOVA associados. (a) Presença-e-ausência; (b) Abundância.....84

Figura 29: Gráfico de regressão para um modelo linear (LM) de diversidade beta de tratamentos em função da variabilidade ambiental. (a) Presença-e-ausência; (b) Abundância.....85

Figura 30: Gráfico de regressão para um modelo linear (LM) de diversidade beta média de tratamentos em função da condição ambiental (Eixo de PCA: (a) e (b) com o Eixo 1; (c) e (d) com o Eixo 2. (a), (c) Presença-e-ausência; (b), (d) Abundância.....86

LISTA DE TABELAS

Tabela 1: cronograma de manipulação de agroquímicos.....	41
Tabela 2: Resultados de ANOVAs para efeitos de tratamento, tempo e tratamento X tempo em cada uma das variáveis abióticas analisadas.....	49
Tabela 3: Lista de espécies que colonizaram os microcosmos experimentais, separados por Filo (em negrito e itálico), Classe (sublinhado) e Grupo Funcional (Reynolds, 2002).....	61
Tabela 4: Resultados de PERMANOVAs comparando dados de abundâncias de espécies entre pares de tratamentos nos tempos 1 e 4.....	66
Tabela 5: Resultados de PERMANOVAs comparando dados de presença-e-ausência de espécies entre pares de tratamentos nos tempos 1, 4 e tempo 1 x tempo 4.....	67
Tabela 6: Resultados de PERMANOVAs comparando dados de abundâncias de espécies entre pares de tempo (T1 e T4) para cada tratamento.....	67
Tabela 7: Resultados de PERMANOVAs comparando dados de presença-e-ausência de espécies entre pares de tempo (T1 e T4) para cada tratamento.....	68
Tabela 8: Resultados de PERMANOVAs para dados de presença-e-ausência entre pares de tempo de coleta no <i>plot</i> de Canavial.....	69
Tabela 9: Resultados de PERMANOVAs comparando abundâncias de grupos funcionais entre pares de tratamentos nos tempos 1, 4 e tempo 1 x tempo 4.....	71
Tabela 10: Resultados de PERMANOVAs comparando dados de presença-e-ausência de espécies entre pares de tratamentos nos tempos 1, 4 e tempo 1 x tempo 4.....	72
Tabela 11: Resultados de PERMANOVAs comparando dados de abundâncias de espécies entre pares de tempo (T1 e T4) para cada tratamento.....	73

Tabela 12: Resultados de PERMANOVAs comparando dados de presença-e-ausência de espécies entre pares de tempo (T1 e T4) para cada tratamento.....73

Tabela 13: Resultados de PERMANOVAs para dados de presença-e-ausência entre pares de tempo de coleta no *plot* de Canavial.....74

Sumário

FICHA CATALOGRÁFICA	3
DEDICATÓRIA	5
EPÍGRAFE	6
AGRADECIMENTOS	7
RESUMO	11
ABSTRACT	13
LISTA DE FIGURAS	15
LISTA DE TABELAS	19
SUMÁRIO	20
1. INTRODUÇÃO	21
2. OBJETIVO	37
3. HIPÓTESES E PREVISÕES	37
4. MATERIAL E MÉTODOS	38
5. RESULTADOS	50
6. DISCUSSÃO	88
7. BIBLIOGRAFIA	103

1. Introdução

Homogeneização biótica é o processo no qual comunidades biológicas tornam-se mais semelhantes entre si ao longo do espaço ou do tempo (McKinney & Lockwood, 1999; Olden & Rooney, 2006; Meyer *et al.*, 2019; Zhang *et al.*, 2019). Tal processo é usualmente causado pela perda ou redução na abundância de espécies especialistas, com a substituição gradual por espécies generalistas, e leva à limitação da resiliência dos ecossistemas e da diversidade de respostas aos distúrbios (Castro *et al.*, 2018; Devictor *et al.*, 2010; Mondy & Usseglio-Polatera, 2013; Gámez-Virués *et al.*, 2015; Leitão *et al.*, 2016).

A homogeneização pode ocorrer através do compartilhamento de características taxonômicas, funcionais, filogenéticas e/ou genéticas (Baiser *et al.*, 2011; Petsch, 2016). Segundo Olden & Rooney (2006), a homogeneização taxonômica é a mais comum, por ser comumente intercambiada com a definição de homogeneização biótica (Olden, 2006), além de ser o tipo de homogeneização mais fácil de ser mensurada. Tal homogeneização é definida como o aumento da similaridade na composição de espécies entre comunidades (Olden & Rooney, 2006). A homogeneização funcional ocorre quando há um aumento de espécies com características funcionais semelhantes (como por exemplo, a substituição de espécies sensíveis por espécies tolerantes a mudanças ambientais) (McKinney & Lockwood, 1999; Olden & Rooney, 2006; Petsch, 2016). Um outro tipo de homogeneização é a filogenética. Neste caso, as comunidades tornam-se mais semelhantes pois ocorre um aumento no grau de parentesco entre as espécies (Petsch, 2016).

A homogeneização biótica pode também se manifestar em níveis de organização diferentes da comunidade biológica (Figura 1). No nível das populações, a homogeneização biótica pode ocorrer através do aumento da similaridade funcional (assim como em comunidades) ou através da diminuição da variabilidade genética entre e dentro de populações (Olden *et al.*, 2004; Olden & Rooney, 2006; Petsch, 2016).

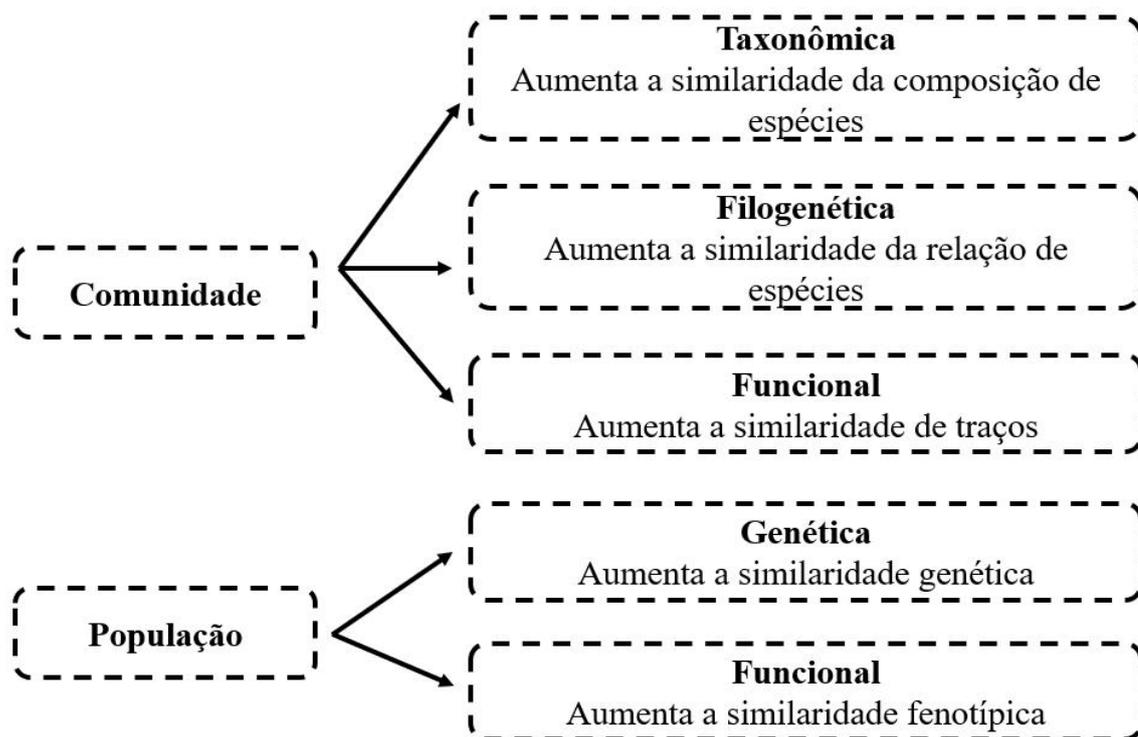


Figura 1. Resumo dos tipos de homogeneização biótica populacional e de comunidades. Imagem retirada e modificada de Petsch (2016).

A homogeneização biótica ocorreu em muitos momentos do passado, como na formação do istmo do Panamá, que possibilitou a mistura de espécies das Américas do Sul e do Norte, antes isoladas (Olden, 2006; Petsch, 2016). Este é, portanto, um processo natural. Porém, devido às atividades humanas, tal processo tem se tornado mais comum e menos localizado, trazendo grandes consequências na biota e diminuindo a biodiversidade a uma taxa acelerada (McKinney & Lockwood, 1999; Olden & Poff, 2004; Olden & Rooney, 2006; Petsch, 2016). Como atividades que têm acelerado o processo de mistura de espécies podemos citar a construção de canais (Por, 1978), o comércio internacional (Carlton & Gellar, 1993; McKinney & Lockwood, 2001), a recreação (Fuller *et al.*, 1999), a aquacultura (Naylor *et al.*, 2001), a agropecuária (Olden & Poff, 2003), entre outros. Como resultado de tais atividades, as barreiras biogeográficas naturais têm sido dissolvidas pela ação humana, causando uma homogeneização da biota em uma extensão nunca antes vista (Olden & Poff, 2003). Especificamente no caso de sistemas aquáticos, as principais causas de homogeneização são: introdução de espécies não nativas, barragens, mudanças climáticas, secas, inundação, uso da terra, urbanização, e a combinação de dois ou mais destes fatores (Rahel, 2002; Rahel & Olden, 2008; Johnson *et al.*, 2008; Petsch, 2016).

Apesar de haverem diversas causas para a ocorrência da homogeneização biótica, três são os mecanismos responsáveis por tal homogeneização: introduções de espécies não nativas, extinção de espécies nativas, e alterações de habitats, que facilita os dois processos anteriores (Rahel, 2002; Petsch, 2016). Os dois primeiros ocorrem devido a diminuição da limitação de dispersão e aos processos de interações (Rahel, 2002), e o último é uma homogeneização das características abióticas que traz como consequência a homogeneização biótica (Rahel, 2010). Barreiras biogeográficas são constantemente transpostas pelo transporte ativo das espécies pelos humanos ou por meio indireto, através da criação de rotas de colonização anteriormente inexistentes (Rahel, 2002). Com a redução da limitação de dispersão, ocorre uma diminuição da diversidade β , ou seja, há aumento na similaridade entre as comunidades (Rahel, 2002). No caso de ecossistemas aquáticos, a introdução de espécies não nativas é usualmente mediada pela transposição de tais barreiras geográficas e isto tem ocorrido tanto em grandes escalas (como por exemplo, numa escala oceânica, com a transposição de espécies por água de lastro de navios) como em escalas menores (construção de barragens) (Petsch, 2016).

A homogeneização de habitat resulta em ambientes aquáticos similares, tais como poças urbanas eutróficas, reservatórios de água morna, águas frias abaixo de represas, e córregos com fluxos relativamente constantes (Moyle & Mount, 2007; Rahel, 2010). Em ambientes como os citados acima, onde há alteração por ações antrópicas, as espécies endêmicas são tipicamente substituídas por espécies cosmopolitas, o que resulta no aumento da semelhança entre os habitats. Esta substituição pode ocorrer tanto pela extinção das espécies endêmicas, resultando na permanência de espécies cosmopolitas, como pela adição de espécies amplamente distribuídas em todos os habitats (inserção de espécies), ou seja, a homogeneização abiótica leva a uma homogeneização biótica (Rahel, 2010). Uma das maiores ameaças a ambientes aquáticos é intensificação do uso da terra, que pode promover a simplificação do habitat, aumentar a sedimentação e a entrada de nutrientes (e.g., N e P), reduzir o sombreamento e consequentemente aumentar a temperatura da água, diminuindo assim o oxigênio dissolvido e o *input* de matéria orgânica da vegetação nativa (Davis *et al.*, 2015; Petsch, 2016). Outra preocupação em ambientes aquáticos é a limitada capacidade de dispersão de algumas espécies, o que pode levar a extinção local (Davis *et al.*, 2015).

A intensificação no uso da terra é a maior causa de perda de diversidade global (Tilman *et al.*, 2001; Laliberté *et al.*, 2010; Foley *et al.*, 2011; Budnick *et al.*, 2019), e tal nomenclatura é utilizada para se referir a duas atividades: a conversão de paisagens naturais em prol do uso humano, ou a mudança de práticas de manejo em terras já dominadas pelo uso humano

(Figura 2) (Foley *et al.*, 2005). O uso da terra é responsável por dois tipos principais de impactos na biosfera: a perda e fragmentação de habitat (inseridos na atividade de conversão de habitats), e os processos de eutrofização, estresse físico-químico, aumento de espécies invasoras e super exploração de espécies nativas (quando ocorre a intensificação de distúrbios antrópicos) (Pimm & Raven, 2000; Foley *et al.*, 2005; Laliberté *et al.*, 2010; Davis *et al.*, 2015; Budnick *et al.*, 2019). Ambos impactos são amplamente reconhecidos como causadores de perda de diversidade de espécies, e, conseqüentemente, perda das diversidades funcional, genética e/ou filogenética (Christie & Hochuli, 2008; Mayfield & Levine, 2010; Budnick *et al.*, 2019).

Os efeitos da produtividade (como *input* antropogênico, estresse físico-químico, entre outros) no aumento da similaridade de ecossistemas, principalmente aquáticos, são variados, havendo registros de homogeneização de ambientes aquáticos tanto em ambientes originalmente com baixa disponibilidade de nutrientes, quanto em ambientes com alta concentração de nutrientes (Petsch, 2016). O *input* antropogênico de nutrientes, através do uso de fertilizantes e poluentes atmosféricos, atualmente excede o de fontes naturais, causando amplas conseqüências na qualidade da água e em ecossistemas aquáticos costeiros e de água doce (Bennet *et al.*, 2001; Foley *et al.*, 2005; Goudie, 2013). Este aumento rápido e artificial de nutrientes pode agir como um filtro determinístico, proporcionando o estabelecimento de apenas algumas espécies entre os ambientes eutróficos (Petsch, 2016), ou ainda levar a obliteração do estado estável, levando a extinção de um ou mais níveis tróficos (Roy & Chattopadhyay, 2007).

Segundo Sala *et al.* (2000), a intensificação no uso da terra será o causador das mais graves mudanças na biodiversidade até 2100, devido aos seus efeitos devastadores na disponibilidade de habitats e conseqüente extinção de espécies. Ele traz como exemplo o fato de que a transformação de pastagens temperadas em campos de lavouras ou a transformação de florestas tropicais em pastagens resultam em uma extinção local da maior parte da vegetação nativa, e os animais associados a este habitat também se extinguem, uma vez que são amplamente determinados pela composição de espécies nativas (Figura 2). Sala *et al.* (2000) também ressalta que organismos de hábitos subterrâneos também são severamente afetados pelo uso da terra. Plantações geralmente possuem menos espécies, e estas são mais amplamente distribuídas do que em vegetações primárias ou secundárias (Phillips *et al.*, 2017). A baixa biodiversidade em plantações intensivas deve-se à falta de complexidade estrutural e

a grande homogeneidade na idade do plantio (Fitzherbert *et al.*, 2008; Freudmann *et al.*, 2015; Phillips *et al.*, 2017).

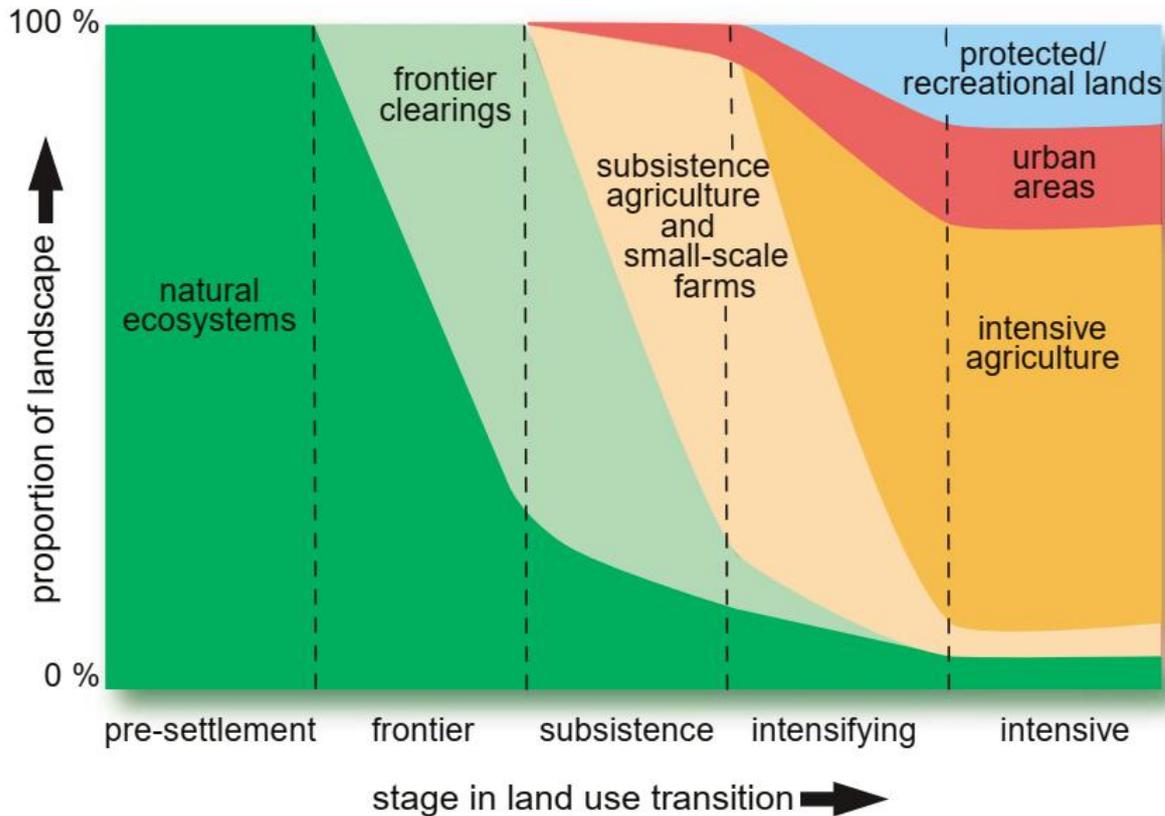


Figura 2: Transições no uso da terra. Conforme a sociedade sofre aumento em sua demografia e economia, tais mudanças são refletidas no tipo de uso da terra: da vegetação natural para a abertura de fronteiras, depois para a agricultura de subsistência e fazendas de pequena escala e, finalmente, para a agricultura intensiva, áreas urbanas e áreas protegidas para recreação. Imagem retirada de Foley *et al.* (2005), adaptada de DeFries & Houghton (2004) e DeFries & Foley (2004).

No Brasil, os dois maiores tipos de uso do solo encontrados são as pastagens e plantações de cana-de-açúcar. Pastagens ocupam cerca de 20% do território brasileiro (~173 mil hectares; MapBiomas 2019), enquanto a cana-de-açúcar representa a terceira maior área de plantio no Brasil (~9 milhões de hectares), sendo menor somente que o plantio de soja e milho (aproximadamente 30 e 16 milhões de hectares, respectivamente; IBGE, 2017). Há previsões de aumento de plantio de cana nos próximos anos, principalmente em áreas de pastagem e no cerrado (MapBiomas, 2019), pois existe um aumento na demanda de substituição de combustíveis fósseis por biocombustíveis (Titeux *et al.*, 2016; Pelinson, 2020).

A pastagem é um processo natural, realizado por animais selvagens. Porém, a introdução de pastos para pecuária afeta seriamente a natureza destes ambientes e sua produtividade

(Clay, 2002; Goudie, 2013; Vandermeer, 2011). A pastagem leve aumenta a produtividade de pastos selvagens, uma vez que este processo estimula o vigor e o crescimento de plantas, e os animais controlam as espécies de gramíneas e arbustos, diminuindo a competição e impedindo o domínio de certa variedade (Goudie, 2013). A pastagem intensa, por outro lado, pode ser prejudicial. Quando o solo está seco, o pisoteio excessivo reduz o tamanho dos agregados do solo e quebra as plântulas, de forma que estas ficam sujeitas à remoção por vento (Goudie, 2013). Quando o solo está encharcado, o pisoteio pode acelerar a deterioração do solo e a erosão da água, uma vez que o solo é compactado, reduzindo, portanto, a capacidade de infiltração da água (Clay, 2002; Goudie, 2013; Vandermeer, 2011). Além disso, a pastagem intensiva pode matar as plantas ou levá-las à uma redução considerável de sua capacidade de fotossíntese (Goudie, 2013).

A cana-de-açúcar é a fonte energética mais eficiente do etanol, produzindo mais de oito unidades de produção de energia de biocombustível por unidades de energia, enquanto o trigo, beterraba e milho produzem somente duas unidades (Schiesari & Corrêa, 2016). Entre os anos de 2002 e 2012, houve uma expansão global no plantio de biocombustíveis, e isto se refletiu no Brasil, onde foi observado um aumento da cobertura de cana-de-açúcar de quase duas vezes (ÚNICA, 2008; Lapola *et al.*, 2010; Schiesari & Corrêa, 2016). Atualmente, o Brasil é responsável por 35% da produção de cana-de-açúcar mundial, e metade desta porcentagem está concentrada no sudeste do estado de São Paulo (ÚNICA, 2014; Schiesari & Corrêa, 2016). O plantio da cana no Brasil é intrinsecamente associado a sérios impactos ambientais, como desflorestamento da Mata Atlântica e do Cerrado, perda da biodiversidade, queimadas em larga escala, extensiva erosão do solo, alto consumo de água nas fábricas, e uso deliberado de vinhaça em córregos e rios, o que leva a eutrofização, floração de algas, anoxia e morte (Ballester *et al.*, 1999; Martinelli & Filoso, 2008; Schiesari & Corrêa, 2016). Além disso, a produção de cana-de-açúcar tem um potencial significativo de contaminação ambiental pela alta utilização de fertilizantes orgânicos e inorgânicos (ÚNICA, 2011; Schiesari & Corrêa, 2016), e pelo uso moderado de uma ampla gama de pesticidas (225 fórmulas contendo 62 ingredientes ativos, sendo 117 destas classificadas como altamente tóxicas ao ambiente) (Clay, 2002; Schiesari & Grillitsch, 2011; Schiesari & Corrêa, 2016). Muitos dos compostos ativos são especificamente nocivos a ambientes aquáticos (Schiesari & Grillitsch, 2010).

Desde a Revolução Verde, um dos pilares da agricultura industrial é o manejo de agroquímicos como pesticidas, fertilizantes e produtos de alteração do solo (Foley *et al.*, 2005; Schiesari & Grillitsch, 2011; Schiesari *et al.*, 2013). Estes agroquímicos são aplicados nas

plantações para aumentar a produtividade da safra, podendo ser utilizados sozinhos ou em combinações, usualmente seguindo cronogramas específicos ao longo do ciclo de plantio (Lindenmayer *et al.*, 2012; Schiesari *et al.*, 2013). Tais componentes podem chegar a ambientes aquáticos através de pulverização direta, vento ou escoamento, afetando não somente o sistema abiótico, como as comunidades naturais que ali habitam (Matson *et al.*, 1997; Hanazato, 2001; Carvalho, 2017; Pelinson, 2020). Devido a expansão e intensificação das atividades agrícolas, o Brasil tornou-se o maior consumidor de pesticidas do mundo e o quarto maior consumidor de fertilizantes (Schiesari & Grillitsch, 2010). Em um amplo estudo realizado na Europa, provou-se que o uso de inseticidas, herbicidas e fungicidas é o maior causador de perda de riqueza de plantas, pássaros e besouros, além de terem sido responsáveis pela redução do controle biológico (Geiger *et al.*, 2010; Lindenmayer *et al.*, 2012). Isso se deve ao fato de que pesticidas são compostos desenvolvidos para matar organismos, porém não são refinados, o que resulta na morte de diversas espécies não-alvos (Hatakeyama *et al.*, 1990; Hanazato, 2001). Apesar da importância ecológica da liberação de componentes químicos no ambiente e seus efeitos biológicos, até recentemente os estudos ecotoxicológicos careceram de realismo, ao enfatizar o efeito em indivíduos e populações em detrimento a comunidades e ecossistemas (Relyea *et al.*, 2005; Rohr *et al.*, 2006; Pelinson, 2020).

Os ecossistemas aquáticos estão entre os mais sensíveis a atividades antrópicas e perda de biodiversidade (Adrian *et al.*, 2009; Monchamp *et al.*, 2018). Estima-se que as comunidades de água doce têm sofrido taxas de extinção cinco vezes maiores do que as terrestres (Sala *et al.*, 2000; Downing *et al.*, 2008). As práticas agrícolas são uma das maiores ameaças aos ecossistemas de água doce, pois podem levar a eutrofização, destruição de habitat, sedimentação, e *run-off* de pesticidas e herbicidas, estes últimos sendo altamente tóxicos à várias espécies (Downing *et al.*, 2008). A intensificação química pode afetar as comunidades aquáticas de duas formas principais: o uso de fertilizantes orgânicos e inorgânicos e herbicidas podem alterar a produtividade primária (Peterson *et al.*, 1994; Smith *et al.*, 1999; Rohr *et al.*, 2006; Isbell *et al.*, 2013; Pelinson, 2020), enquanto inseticidas podem afetar negativamente a maior parte dos insetos aquáticos, beneficiando, de forma indireta, os demais taxa (Relyea *et al.*, 2005; Rohr *et al.*, 2006).

A comunidade biológica como um todo será alterada ao ser exposta a um composto químico, pois haverá respostas combinadas das diferentes espécies, devido à grande complexidade de interações e interdependências existentes entre as espécies (DeNoyelles *et al.*, 1982). Por exemplo, o uso do fertilizante NPK (do inglês, *nitrogen-phosphorus-potassium*,

nitrogênio-fósforo-potássio) causa enriquecimento de nutrientes na água, o que leva a um aumento de biomassa de algas, e conseqüentemente diminuição da penetração de luz, afetando negativamente espécies bênticas, além de o próprio aumento de biomassa também trazer conseqüências na competição intra e interespecífica (Smith *et al.*, 1999; Scheffer *et al.*, 1997; Resende, 2015). Portanto, o estudo de somente um organismo ou de um determinado grupo de organismos não é o suficiente para prever os efeitos de herbicidas e pesticidas em ambientes aquáticos, uma vez que interações como predação e competição podem ser alteradas na comunidade (DeNoyelles *et al.*, 1982). Além disso, muitos trabalhos sobre a toxicidade de pesticidas e herbicidas têm sido feitos em laboratório, e tais experimentos não podem ser utilizados para prever os níveis de toxicidade nos organismos em comunidades naturais (Brown & Lean, 1994).

Produtores primários são de suma importância para estruturação de comunidades. No caso de ambientes aquáticos, os principais produtores primários são o fitoplâncton e o bacterioplâncton, sendo o primeiro definido como um grupo diverso de microrganismos fotossintetizantes (Barroso, 2014), enquanto o segundo é definido como o conjunto de espécies de bactérias de hábito aquático. O fitoplâncton consiste em uma assembleia diversa de muitos grupos taxonômicos (Wetzel, 2001), sendo composto pelas classes Bacillariophyceae (diatomáceas), Dinophyceae (dinoflagelados), Chlorophyceae (clorofíceas), Haptophyceae (cocolitoforídeos), Crysophyceae (silicoflagelados), Rhodophyceae (algas vermelhas) e Cryptophyceae (criptofíceas) (Dodds & Whiles, 2010; Magalhães, 2012). O bacterioplâncton, por sua vez, pode ser dividido de acordo com o hábito alimentar das bactérias em heterotróficas, fotoautotróficas e quimioautotróficas (Barroso, 2014). As bactérias autotróficas (ou diazotróficas) são compostas pelas cianobactérias (Classe Cyanophyceae) e por bactérias verdes e roxas sulfúricas e não sulfúricas (inclusas no grupo de bactérias gram-negativas) (Dodds & Whiles, 2010; Schopf *et al.*, 2012).

Os fatores físicos determinantes para a composição e taxa de reprodução do fitoplâncton são o pH, nutrientes limitantes (N, P, K e Si), CO₂, luz e condutividade (Tilman *et al.*, 1982). Alguns recursos como o ferro e metais-traço podem ser limitantes em certas situações (Tilman *et al.*, 1982). Os nutrientes são considerados uma das variáveis mais importantes no controle da estruturação e biomassa de comunidades fitoplanctônica (Hutchinson, 1967 apud Tilman *et al.*, 1982). O fósforo, o nitrogênio e a sílica são recursos limitantes, e experimentos de enriquecimento de lagos (e.g., Round, 1971; Schindler, 1974; Schindler & Rusczyński, 1978) demonstraram claramente que adições de fósforo aumenta a biomassa de algas, e que as

proporções dos nutrientes adicionados têm um efeito dramático na composição das espécies (Huntsman & Sunda, 1980 apud Tilman *et al.*, 1982). Quando a razão N:P atinge valores baixos, há uma diminuição na biomassa fitoplanctônica e mudanças na composição de espécies (Zevenboom, 1980; Tilman *et al.*, 1982). Outros dois fatores responsáveis pela alteração da taxa de crescimento de algas são a pressão osmótica e a concentração de alguns ânions como o Cl^- , SO_4^- e HCO_3^- (Tilman *et al.*, 1982). O pH, por fim, é a variável mais importante em sistemas aquáticos, pois afeta a cinética de captura de nutrientes e controla as espécies químicas dos íons presentes nos nutrientes (Tilman *et al.*, 1982).

Ambientes rasos têm como principal propriedade que a maior parte do sedimento superficial sofre, frequentemente (quando não continuamente), resuspensão na coluna d'água (Padisák & Reynolds, 2003; Reynolds, 2006). Tal processo traz como consequências o aumento da turbidez e a dispersão da luminosidade prejudicando, assim, a penetração da luz (Reynolds, 2006). Por outro lado, a resuspensão da matéria promove um mecanismo para rápido retorno de detritos biogênicos à coluna d'água (Reynolds, 2006). Tais consequências promovem um ambiente propício a espécies tolerantes à baixa penetração de luz, rápidas mudanças nos parâmetros e alta concentração de nutrientes (e.g., cianobactérias).

As cianobactérias são um grupo particularmente importantes de bactérias fotossintéticas (Dodds & Whiles, 2010). Cianobactérias planctônicas são comumente encontradas em ambientes eutróficos, enquanto espécies bentônicas são mais frequentes em ambientes oligotróficos (Dodds & Whiles, 2010). Algumas espécies possuem células especializadas (acinetos e heterocistos) que as permitem fixar nitrogênio, sendo então possível a sobrevivência de tais em ambientes com limitação em N_2 (Holl & Montoya, 2005; Dodds & Whiles, 2010; Wu *et al.*, 2018). Outras vantagens competitivas que as cianobactérias possuem sobre outras espécies são: a presença de ficobilina, pigmento que permite o aumento do espectro de absorção de luz; presença de uma camada gelatinosa que, em vários casos, produz toxinas capazes de limitar a pastagem, e causar efeitos adversos em peixes, humanos, cereais e em muitos outros organismos; e resistência a ambientes com níveis de luz, nutrientes e temperatura abaixo do adequado (Dodds & Whiles, 2010; Glibert, 2016).

Diatomáceas são um grupo cujos requerimentos para dominância em ambientes aquáticos são alta disponibilidade de NO_3^- , alta disponibilidade de sílica e uma razão N:P baixa (Glibert, 2016). Dinoflagelados (Miozoa), por sua vez, ocorrem em ambientes com baixa turbulência, altas temperaturas, formas reduzidas de N e alta razão N:P (Hoppenrath & Saldarriaga, 2008; Glibert, 2016). Por possuírem ciclos de vida complexos, têm alta capacidade de dispersão, e

assumem a forma dormente de esporo quando o ambiente não lhes é favorável (Dodds & Whiles, 2010). Os silicoflagelados são comuns em lagos oligotróficos, e são encontrados em ambientes com disponibilidade de sílica (Prescott, 1954; Dodds & Whiles, 2010). Euglenoides (Euglenozoa) é um grupo de ambientes parados e bem iluminados (Wehr & Sheat, 2003). São particularmente abundantes em lagos eutróficos e reservatórios cercados por terras agrícolas ou paisagens altamente produtivas (Hutchinson, 1969; Wehr & Sheat, 2003, Dodds & Whiles, 2010). Possuem como vantagem competitiva a presença de inúmeros cloroplastos e foto-sensibilidade ao espectro vermelho de luz (Dodds & Whiles, 2010).

Chlorophyceae, ou algas verdes, como são popularmente conhecidas, possuem como maior vantagem competitiva a presença de clorofila a e b (Wehr & Sheat, 2003). Este grupo é encontrado em uma grande variedade de ambientes, como lagos, rios, plantações de arroz e poças de chuva (Entwisle *et al.*, 1998; Wehr & Sheat, 2003). Algumas famílias pertencentes a esse grupo são encontradas em ambientes eutróficos (e.g. Volvocales), enquanto outras são especializadas em habitats oligotróficos (Wehr & Sheat, 2003; Dodds & Whiles, 2010). Muitas das espécies são cosmopolitas e seus hábitos variam de planctônico a bêntico (Wehr & Sheat, 2003; Dodds & Whiles, 2010), sendo, portanto, o grupo mais diverso de algas (Dodds & Whiles, 2010). As algas verdes filamentosas são mais comumente encontradas em ambientes eutróficos, e possuem como característica o fato de se reproduzirem grandemente e, por consequência, degradar a qualidade da água (Dodds & Whiles, 2010).

As Charophyceae, comumente denominadas como algas calcáreas, são um grupo majoritariamente de água doce (Wehr & Sheat, 2003). Algumas espécies são abundantes em zonas bênticas de lagos oligotróficos, e a maior parte das espécies deste grupo são sensíveis ao aumento de nutrientes e qualidade da água, sendo utilizados como indicadores de poluição (Dodds & Whiles, 2010). Crysophyceae também é um grupo majoritariamente dulciaquícola (Wehr & Sheat, 2003; Dodds & Whiles, 2010). As crisófitas são encontradas em zonas temperadas e tropicais, e são frequentemente associadas a águas paradas com baixa ou moderada produtividade, baixos valores de alcalinidade e condutividade, e pH neutro (Wehr & Sheat, 2003). A maior parte das espécies deste grupo podem alternar entre autotrofia e heterotrofia (Dodds & Whiles, 2010).

Apesar de cada grupo requerer condições específicas ambientais para crescimento e reprodução, analisar somente os fatores abióticos é um equívoco, pois há uma complexidade espacial e temporal que precisa ser levada em consideração (Allen, 1977), complexidade esta que permite a coexistência de espécies em ambientes com nutrientes limitantes, por exemplo

(Tilman *et al.*, 1982). Quanto mais heterogêneo um ambiente, portanto, maior será a capacidade deste em sustentar uma comunidade mais diversa de organismos (Tilman *et al.*, 1982). Além disso, os ambientes podem ser particionados em diferentes escalas espaciais (Castro *et al.*, 2020), e compreender o papel destas diferentes escalas na determinação da biodiversidade e composição das comunidades é extremamente relevante em estudos de homogeneização.

Para conjuntos de dados agrupados espacialmente, a diversidade pode ser dividida em três componentes: a riqueza local de espécies, também conhecida como diversidade alfa; a riqueza total regional, denominada de diversidade gama; e a variação da composição de espécies entre locais ou unidades amostrais em uma dada área, definida como diversidade beta (Whittaker, 1960; Anderson *et al.*, 2006; Castro *et al.*, 2020). Portanto, a β -diversidade proporciona uma ligação direta entre a α -diversidade e a γ -diversidade (Baselga *et al.*, 2009; Anderson *et al.*, 2011). A beta-diversidade tem se mostrado importante pois, em estudos de impactos de atividades humanas em escalas regionais e locais, os resultados têm sido controversos, com valores de alfa diversidade aumentando, diminuindo ou permanecendo o mesmo ao longo do tempo (Vellend *et al.*, 2013; Dornelas *et al.*, 2014; Newbold *et al.*, 2015; Lindholm *et al.*, 2020). No entanto, muitas evidências sugerem que mudanças consideráveis estão ocorrendo na composição das espécies ao longo do tempo nas escalas regional e local (McGill *et al.*, 2015; Lindholm *et al.*, 2020). Mais especificamente, os estudos têm mostrado que, mesmo quando a diversidade alfa apresenta aumento ou estabilização ao longo do tempo, a composição da comunidade permanece em constante mudança (Magurran *et al.*, 2018; Blowes *et al.*, 2019; Hendershot *et al.*, 2020; Lindholm *et al.*, 2020). Levando em conta estes resultados, Hillebrand *et al.* (2018), recomenda que os pesquisadores foquem em mudanças na composição de espécie, ou seja, na β -diversidade (Lindholm *et al.*, 2020). Além disso, devido ao fato de comunidades e metacomunidades não serem sistemas fechados (Braga *et al.* 2017), a beta-diversidade se torna uma medida de diferença de composição extremamente maleável, e com uma ampla gama de possibilidades. Os padrões de beta-diversidade fornecem uma visão da organização das metacomunidades (Soininen *et al.*, 2007; Heino, 2011; Angeler, 2013) e de suas respostas às mudanças ambientais causadas por ações antrópicas (Olden *et al.*, 2004; Passy & Blanchet, 2007; Donohue *et al.*, 2009; Angeler, 2013).

Existem diversas estratégias de quantificação da homogeneização biótica, como: quantificar o aumento da similaridade da biota ao longo do tempo (Olden *et al.*, 2004; Olden & Rooney, 2006; Petsch, 2016); comparar a similaridade entre biotas submetidas e não

submetidas a algum fator homogeneizante em um mesmo período (Siqueira et al., 2015; Petsch, 2016); e, por fim, através da diversidade beta (variabilidade entre comunidades) em termos de composição funcional, filogenética e taxonômica. A diversidade beta pode ser calculada por diferentes métricas (as mais utilizadas são os índices de Jaccard, Sorensen e Bray-Curtis), e a escolha desta é muito importante para a quantificação da homogeneização, pois cada métrica captura um aspecto diferente da similaridade entre comunidades (Petsch, 2016). Além disso, é importante ressaltar a ausência de consenso de metodologia para medir a diversidade beta e abordar questões ecológicas particular, apesar da ampla gama de possibilidades existentes (Vellend, 2001; Koleff *et al.*, 2003; Jurasinski *et al.*, 2009; Anderson *et al.*, 2011).

Petsch (2016) ressalta que é importante levar em consideração as diferenças de riqueza entre comunidades na quantificação da homogeneização biótica, pois a dissimilaridade entre comunidades, medida através dos índices tradicionais, pode aumentar através da substituição e diferença de riqueza de espécies entre as comunidades. Por exemplo, a diversidade beta pode permanecer similar entre os períodos histórico e atual pelo fato de haver um aumento da diferença de riqueza de espécies entre os dois períodos, o que pode ocultar o fato de que as assembleias se tornaram mais similares devido à perda de espécies não compartilhadas (Baeten *et al.*, 2012; Angeler, 2013; Petsch, 2016).

A diversidade taxonômica, quantificada como a diferença média de similaridade entre dois pares de comunidades (Olden & Rooney, 2006), é amplamente equivalente ao conceito de variação de β -diversidade (Vellend, 2001; Anderson *et al.*, 2011; Baeten *et al.*, 2012). Portanto, uma redução do valor de beta diversidade numa comparação espacial ou temporal expressa o grau de homogeneização taxonômica (Baeten *et al.*, 2012).

Apesar de a homogeneização taxonômica ser diretamente correspondente a variação de diversidade beta, esta abordagem ignora dois componentes-chave que fazem as comunidades serem diferentes entre escalas espaciais diversas: a abundância relativa e as características biológicas das espécies, tornando a abordagem baseada somente na composição de espécies uma abordagem incompleta (Villéger *et al.*, 2012; Castro *et al.*, 2020). Tais componentes podem auxiliar na identificação de mudanças na estrutura de comunidades aquáticas ao longo de gradientes ecológicos de distúrbios antrópicos (Ligeiro *et al.*, 2013), e no entendimento de como os atributos das espécies influenciam na estruturação de tais comunidades (Bello *et al.*, 2009; Heino & Tolonen, 2017; Castro *et al.*, 2020; Kruk *et al.*, 2020). Portanto, a importância do uso da diversidade funcional tem sido amplamente reconhecida como essencial para

entender a estrutura e função da comunidade, principalmente em estudos onde há partição da diversidade biológica em diversas escalas e gradientes de distúrbio (Perez-Rocha *et al.*, 2019; Villéger *et al.*, 2013; Castro *et al.*, 2020). Determinar a escala espacial onde há maior variabilidade biológica pode auxiliar na tomada de decisão dos gerenciadores, permitindo que estes saibam onde devem focar seus esforços e recursos para melhor manutenção da biodiversidade (Castro *et al.*, 2020).

A classificação dos grupos funcionais é feita a partir das estratégias adaptativas das espécies, levando em consideração, principalmente, a resposta destas aos fatores “estresse” e “distúrbio” (Nishimura *et al.*, 2015). Tais fatores são considerados os principais em termos de estruturação de habitat sendo, portanto, os principais processos que explicam a distribuição e dinâmica dos organismos nos ecossistemas (Franceschini *et al.* 2009; Cruz *et al.*, 2013; Nishimura *et al.*, 2015). O uso da classificação funcional tem sido uma ferramenta fundamental para compreender e descrever melhor as comunidades, além de prever respostas e mudanças antrópicas nos ecossistemas a um nível global (Reynolds *et al.*, 2002; Pillar, 2000; Cruz *et al.*, 2013; Nishimura *et al.*, 2015).

A primeira abordagem de grupos funcionais foi feita por Reynolds em seu livro “*Vegetation processes in pelagic: a model for ecosystem theory*” (1997), onde ele definiu empiricamente os grupos com base na relação superfície/volume das espécies dominantes e na semelhança de resposta a determinados conjuntos de condições ambientais (Nishimura *et al.*, 2015). Em 2002, Reynolds e colaboradores realizaram uma revisão das informações de grupos funcionais apresentadas no livro, e nesta revisão foram apresentados 31 grupos funcionais (Reynolds *et al.* 2002; Nishimura *et al.*, 2015). A divisão dos grupos foi representada por códigos alfanuméricos denominados códons, cuja maior parte forma grupos polifiléticos (Reynolds *et al.*, 2002; Silva, 2006; Nishimura *et al.*, 2015). A classificação de Reynolds é feita a partir dos seguintes critérios: potencial das espécies, reprodução, sobrevivência, aspectos morfológicos (tamanho, forma), aerótopos, espinhos, formação de colônias, número de células e formação de estruturas silicosas (Silva, 2006). Após este trabalho, os grupos funcionais foram sendo incrementados e atualizados, e atualmente esta abordagem conta com 40 grupos funcionais (Padisák *et al.*, 2009).

Outra abordagem foi desenvolvida por Salamaso e Padisák (2007), no qual eles se basearam em características morfofuncionais simples para classificação dos grupos. Algumas características utilizadas foram mobilidade (presença ou ausência de flagelo) capacidade potencial de obtenção de carbono (mixotrofia), requerimentos nutricionais específicos,

tamanho, forma e presença e ausência de envelope gelatinoso (Salamaso & Padisák, 2007; Nishimura *et al.*, 2015). Tais critérios resultaram em 31 grupos morfofuncionais. Os autores disponibilizaram, em seu trabalho, uma tabela que se assemelha a uma chave de identificação, a fim de facilitar a classificação e diminuir a incorrência de erros pelos usuários desta abordagem (Nishimura *et al.*, 2015). Tal abordagem, porém, é raramente utilizada (Tolotti *et al.*, 2010).

Uma terceira abordagem foi elaborada, partindo da premissa que habilidades competitivas (como por exemplo, assimilação de nutrientes e luz, crescimento, mecanismos de flutuação, entre outros) são refletidas em atributos morfológicos (tamanho, presença de flagelo e mucilagem). Tal abordagem, desenvolvida por Kruk *et al.* (2010), possui como destaque, portanto, o uso de características morfofuncionais dos organismos para classificação (Nishimura *et al.*, 2015). Nesta classificação, os organismos fitoplanctônicos são reunidos em sete GFBM's. Uma vantagem deste procedimento de classificação é que, por serem baseados em atributos de fácil observação, os GFBM's minimizam as falhas de classificação, podendo ser usado por usuários menos experientes e sem a necessidade de boa resolução taxonômica (Kruk *et al.*, 2010; Nishimura *et al.*, 2015).

Dias & Huszar (2011) fizeram um estudo entre a relação dos grupos funcionais de Reynolds e os diferentes tipos de sistemas aquáticos brasileiros (estuários, rios, lagoas costeiras, lagos de inundação, lago natural profundo e grandes reservatórios) e concluíram que este esquema de classificação é uma potencial ferramenta para sintetizar os tipos de comunidades em ecossistemas aquáticos brasileiros (Rosal, 2014). Por sua ampla aplicação em estudos e grande detalhamento de características dos grupos, o trabalho de Reynolds *et al.* (2002) tem sido amplamente utilizado como classificação e é a abordagem funcional mais utilizada e clássica (Padisák *et al.*, 2009; Melo, 2012; Kruk *et al.*, 2020).

Segundo Castro *et al.* (2020) o conhecimento sobre os impulsionadores de dissimilaridade de espécies entre habitats e sobre os mecanismos moduladores da distribuição de diversidade funcional em ambientes aquáticos permanece com muitas lacunas. Assim sendo, a análise particionada das diversidades taxonômica e funcional oferece uma ferramenta única de entendimento de processos ecológicos que estruturam as comunidades biológicas em gradientes ambientais ou em escalas espaciais (Villéger *et al.*, 2013; Castro *et al.*, 2020).

A teoria de metacomunidades tem sido considerada uma das mais promissoras para compreensão dos fatores influenciadores da diversidade e estrutura de comunidades e, conseqüentemente, o estudo de metacomunidades tem se ampliado de forma intensa (Logue *et*

al., 2011; Winegardner *et al.*, 2012; Braga *et al.*, 2017). Ademais, a teoria de metacomunidades provê uma estrutura adequada para identificar processos determinísticos e estocásticos considerando múltiplas escalas espaciais (Wilson, 1992; Leibold *et al.*, 2004; Huber *et al.*, 2020), uma vez que, sob esta abordagem, as comunidades estão conectadas espacialmente e, conseqüentemente, os processos envolvidos em suas assembleias são o resultado da interação entre fatores locais e dinâmicas regionais (Huber *et al.*, 2020).

O termo metacomunidades foi primeiramente proposto em 1991, pelos pesquisadores Hanski & Gilpin que, ao realizarem uma revisão bibliográfica sobre metapopulações, sugeriram a extrapolação do conceito para o nível de comunidade (Braga *et al.*, 2017). Tal conceito, porém, ficou em desuso até o ano 2001, onde Hubbel retomou o conceito e o definiu como “um conjunto de todos os organismos e espécies troficamente similares em uma coleção regional de comunidades locais” (Braga *et al.*, 2017). Após isso, outros autores propuseram definições de metacomunidades. Atualmente, a mais utilizada é a de Leibold *et al.* (2004), que descreve a metacomunidade como “um conjunto de comunidades locais ligadas pela dispersão de múltiplas espécies potencialmente interativas” (Braga *et al.*, 2017). A concepção de metacomunidades é flexível, o que permite sua aplicação a todos os organismos, independente da escala espacial utilizada (Braga *et al.*, 2017), o que faz deste um conceito extremamente vantajoso, principalmente em estudos que abordam diferentes escalas. Além disso, a presença de uma terminologia própria na teoria de metacomunidades é um excelente auxílio para descrição e diferenciação de escalas espaciais (Leibold *et al.*, 2004).

É importante realizar-se estudos que comportam diferentes escalas pelo fato de que, enquanto algumas variáveis apresentam alta variação em escalas espaciais pequenas (como por exemplo tipos de substratos), outras variáveis possuem uma variação que só pode ser identificada em escalas espaciais grandes (cobertura da terra, inclinação da bacia, etc.) (Castro *et al.*, 2020). Portanto, enquanto no primeiro caso a dissimilaridade da comunidade pode ser observada em pequena escala, no segundo caso a comunidade aparentará uma similaridade que não condiz com a realidade, caso o estudo seja realizado somente em uma escala espacial pequena (Declerck *et al.*, 2011; Castro *et al.*, 2020). Assim sendo, para entender os padrões estruturadores da biodiversidade, é necessário o estudo dos fatores ambientais ao longo de diferentes escalas (Heino *et al.*, 2007; Barton *et al.*, 2013; Castro *et al.*, 2020).

Segundo Werner (1998), a experimentação é a maior ferramenta para estudos de ecologia de comunidades. O autor ressalta que, apesar de experimentos serem uma ferramenta muito útil, o modo que estes têm sido implementados não dão robustez aos resultados, pois sem o

componente teórico, a única função da experimentação é demonstrar a importância de um fator, sem se preocupar em como o mesmo interage com outros fatores e a natureza das conexões. Para aumentar a força do componente experimental, e resolver o problema de troca entre controle e realismo, é necessário conduzir experimentos em diferentes níveis e escalas (Werner, 1998). Tal metodologia permite revelar novos fenômenos nos diferentes níveis analisados, e aumentar a efetividade dos estudos em outros níveis ao utilizar a força dos estudos em um determinado nível (Werner, 1998).

Um exemplo de necessidade de conduzir experimentos em diferentes níveis é o caso dos MLUF (*multiple land use fugacity models*), que enfatizam processos abióticos e transporte físico, com representações simplificadas de interações entre organismos ao longo dos níveis tróficos (Diamond *et al.*, 1992; Mackay & Arnot, 2010; Schiesari *et al.*, 2017). Portanto, tais modelos têm sido extremamente úteis para entender os processos básicos de transporte e guiar estudos posteriores, mas possuem incertezas críticas devido à falta de dados específicos locais e à falta de incorporação da complexidade dinâmica que existe no compartimento biológico, o que os tornam inadequados para estudos visando avaliar o destino de contaminantes em escalas variando de local a global (Arnot *et al.*, 2010; Schiesari *et al.*, 2017). Por consequência, existem poucos trabalhos avaliando o impacto de contaminantes em metacomunidades e metaecossistemas. Apesar de existir um esforço recente de incorporar o realismo ecológico em estudos de ecotoxicologia, os estudos recentes têm focado em ecossistemas locais e nos efeitos dos contaminantes em determinada espécie ou grupo, e não em uma escala de comunidade e impactos no ecossistema de estudo (Schiesari *et al.*, 2017).

Uma abordagem que vem sendo amplamente utilizada para avaliar os impactos de agroquímicos nos ecossistemas é o uso de microcosmos e mesocosmos experimentais (Kennedy *et al.*, 1995; Hanazato, 1998). Por definição, microcosmos são unidades experimentais parcialmente fechados e limitados (Odum, 1984), e geralmente comportam <1L de volume (Srivastava *et al.*, 2004). Em uma definição mais ecológica, microcosmos são pequenos habitats povoados por pequenos organismos (Srivastava *et al.*, 2004). Este tipo de ambiente traz como vantagens uma alta replicabilidade, dinâmicas temporais rápidas e movimentos restritos, além de ser uma abordagem prática e relativamente simples (Srivastava *et al.*, 2004; Jessup *et al.*, 2004). Tais unidades são utilizadas para estudos ecológicos ou ecotoxicológicos (Lay *et al.*, 1993) pois, por simularem habitats naturais, as interações ecológicas e os efeitos de herbicidas e pesticidas são possíveis de ser estudados (Lay *et al.*, 1993). Por serem organismos de rápida sucessão, sistemas microbianos podem ser utilizados

para abordar questões ecológicas em várias escalas temporais, e para explorar as respostas a mudanças ambientais em nível de comunidade (Lawton, 1995; Bohannan & Lenski, 2000; Jessup *et al.*, 2004). Estudos em mesocosmos são ferramentas úteis para simular condições que ocorrem em todos os ecossistemas brasileiros, assim como para acompanhar a sucessão das comunidades, prever o grau de impacto do aporte excessivo de nutrientes e de agroquímicos, além de identificar quais dos elementos em análise terão maior importância nas alterações do ambiente estudado (Nishimura *et al.*, 2015).

2. Objetivo

O objetivo desta dissertação é testar experimentalmente a hipótese de que a intensificação do uso e manejo da terra promove uma homogeneização de comunidades fitoplanctônicas. Mais especificamente, utilizamos um delineamento experimental em que quatro tratamentos foram adicionados, adjacentes entre si, a fim de testar a hipótese supracitada. Para tanto, diferentes níveis de manejo foram feitos: para Floresta, o ambiente foi mantido como uma borda de floresta natural, sem impactos; para a Pastagem Extensiva, foi adicionado somente a espécie de gramínea exótica do gênero *Brachiara* sp.; para a Pastagem Intensiva, além da gramínea, foi realizado a adição de fertilizante; e, por fim, no Canavial, foram adicionados fertilizantes, pesticidas e herbicidas. Além desse delineamento de intensificação espacial, também houve um acompanhamento ao longo de diferentes momentos, para avaliar o impacto do processo de manejo ao longo de todo o período experimental

3. Hipóteses e previsões

Hipótese 1. Comunidades fitoplanctônicas serão progressivamente mais similares entre si ao longo do gradiente de intensificação no uso e manejo da terra; esta similaridade progressiva se manifestará tanto do ponto de vista taxonômico como funcional. Em outras palavras, a diversidade beta taxonômica e/ou funcional declinará no sentido floresta - pastagem extensiva - pastagem intensiva – canavial.

Hipótese 2. Comunidades fitoplanctônicas serão progressivamente mais similares entre si à medida que o tempo a partir do início do experimento passa, em função do acúmulo de

práticas de manejo que caracterizam o ciclo agrícola; esta similaridade progressiva se manifestará tanto do ponto de vista taxonômico como funcional. Neste caso, a diversidade beta taxonômica e/ou funcional declinará no sentido $T1 > T2 > T3 > T4$.

Hipótese 3. Tanto no caso da Hipótese 1 como da Hipótese 2 a homogeneização da comunidade dar-se-á (i) por uma redução da variabilidade ambiental entre microcosmos de um mesmo tratamento ou momento de amostragem e/ou por (ii) alterações em condições ambientais importantes para algas do fitoplâncton tais como luz, nutrientes e pesticidas.

Hipótese 4. Tanto no caso da Hipótese 1 como da Hipótese 2 a homogeneização funcional será mais pronunciada que a homogeneização taxonômica, uma vez que a intensificação no uso da terra deverá levar a uma convergência de funções tolerantes a condições ambientais importantes para algas do fitoplâncton tais como luz, nutrientes e pesticidas, e não causará uma convergência tão acentuada na taxonomia, uma vez que diversas espécies podem pertencer a estas funções tolerantes.

4. Material e métodos

a) Delineamento experimental

O experimento que constituiu a base deste Projeto de Mestrado encontra-se no escopo de um Projeto Temático intitulado *Consequências ambientais da conversão pastagem-cana-de-açúcar e intensificação das pastagens* (Processo FAPESP: 2015/18790-3; Luiz Antonio Martinelli Pesquisador Responsável; Luis Schiesari Pesquisador Principal). Tal projeto teve como propósito analisar, de modo experimental, as *consequências ecológicas, ecotoxicológicas e biogeoquímicas da intensificação no uso da terra*. O componente principal deste projeto foi um experimento de campo no qual 15 plots de pastagens extensivas de 50m x 50 m (portanto 0,25 ha) foram delimitados em cada uma de três fazendas experimentais (Brotas, Sorocaba e Manduri). Entre outubro e dezembro de 2018 um terço destes *plots* foi convertido, em cada fazenda, para pastagem intensiva através de gradagem, fertilização e semeadura e um terço convertido para canaviais através de gradagem, fertilização e plantio. Um terço dos *plots* permaneceu como pastagem extensiva como controle. Seguiram-se boas

práticas agrícolas convencionais no manejo da terra na região Centro-Sul do Brasil (Rosset *et al.*, 2014).

Ao final de um ano de plantio, e logo antes da colheita da cana-de-açúcar e início de um novo ciclo agrícola, um experimento de campo foi montado, aninhado ao sistema de *plots* experimentais em Brotas, município do estado de São Paulo, utilizando 48 caixas plásticas de 58L de cor preta (63cmx46cmx26cm). Cada caixa representou uma mancha (*patch*) de poça temporária. As caixas foram instaladas em trios, e cada trio representou uma localidade (*locality*), e neste projeto uma localidade foi equivalente a uma metacomunidade (conjunto de comunidades locais ligadas pela dispersão de múltiplas espécies potencialmente interativas; Leibold *et al.*, 2004; Braga *et al.*, 2017). Tais denominações foram baseadas nas definições de Resetarits & Silberbush (2016). A escolha do uso do nível de metacomunidades foi feita para possibilitar a observação de diferenças das comunidades em diferentes níveis: diferenças no mesmo tratamento (comparando as trincas), diferenças entre tratamentos em um mesmo tempo (análise espacial) e diferenças entre tempos para o mesmo tratamento (análise temporal).

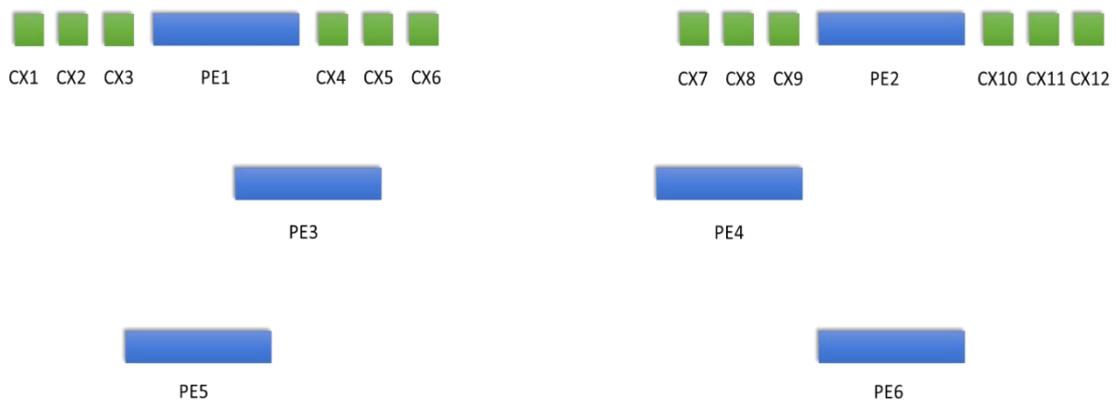


Figura 3: Esquema representativo da estrutura de mesocosmos de um tratamento (Pastagem Extensiva). CX = corresponde a Caixa (microcosmos utilizados neste experimento); PE = corresponde ao tratamento Pastagem Extensiva

Figura 4: Foto retirada por drone em abril de 2019, do experimento de campo implementado na cidade de Brotas, São Paulo. Os *plots* de tons mais claros e mais próximos à parte de terra batida pertencem ao tratamento Pastagem Extensiva; os *plots* de tons verde-escuro e localizados no meio do experimento pertencem ao tratamento Pastagem Intensiva; por fim, os *plots* de tons verde médio e localizados mais ao fundo da imagem pertencem ao tratamento Canavial.

As 12 caixas (agrupadas em 4 trios e correspondentes a 4 metacomunidades) foram dispostas em quatro diferentes tratamentos (*plots*) distribuídos ao longo de nossa simulação de intensificação do uso da terra. O *plot* 1, localizado na floresta adjacente ao campo agrícola, foi o tratamento controle, onde não houve nenhum manejo da terra ou aplicação de agroquímicos. O *plot* 2 foi instalado em um sistema de pastagem extensiva, onde só havia a gramínea pertencente ao gênero *Brachiaria* sp., para simular a diferença de comunidades submetidas a ambientes de pastagens. O *plot* 3 consistiu em um tratamento de pastagem intensiva, em que foi adicionado o fertilizante NPK após algumas semanas do plantio de gramíneas. Por fim, o *plot* 4 consistiu no tratamento de maior intensificação do uso da terra, onde houve a plantação de cana de açúcar, e aplicação de fertilizante NP, vinhaça, Fipronil (5-amino-1-[2,6-dicloro-4-(trifluorometil)fenil]-4-(trifluorometasulfinil)-1H-pirazol-3-carbonitrila) e 2,4-D (2,4-diclorofenoxiacético). A vinhaça, também conhecida como restilo ou vinhoto, é um produto de calda no processo de destilação do licor de fermentação do álcool de cana-de-açúcar, e é utilizada em sistemas agrícolas por possuir um alto valor fertilizante, pois é constituído majoritariamente por matéria orgânica (Da Silva *et al.*, 2007). O fipronil é um inseticida,



utilizado para controlar uma ampla gama de insetos, como formigas, baratas e besouros

(Pesticide Properties DataBase, 2020). Por fim, o 2,4-D é um herbicida seletivo e sistêmico, utilizado para controlar o crescimento de ervas-daninhas (Pesticide Properties DataBase, 2020).

As caixas foram instaladas em 4 de outubro de 2019 (previamente à realização das práticas de manejo, como pode ser observado na Tabela 1 a seguir), e preenchidas com água do poço da granja, até sua capacidade máxima (58L) em 22 de outubro de 2019. A instalação foi feita cavando-se buracos na terra, e estes buracos possuíam medidas correspondentes às das caixas, para que as caixas pudessem ficar no nível do solo, dando um maior realismo à simulação das poças temporárias. A água utilizada era desprovida de macro e microorganismos, e as caixas foram deixadas para serem colonizadas naturalmente pelos organismos aquáticos. Telhas foram colocadas nas caixas, a fim de servirem como ancoragem para insetos e anfíbios que caíssem na água tivessem uma forma de sair. Este experimento, por estar inserido no projeto temático, teve suas caixas em *layout* de trincas instaladas próximas aos mesocosmos previamente construídos para realização de outros experimentos (início da construção dos mesocosmos, 23 de setembro de 2019; início do experimento do projeto temático, 4 de outubro de 2019).

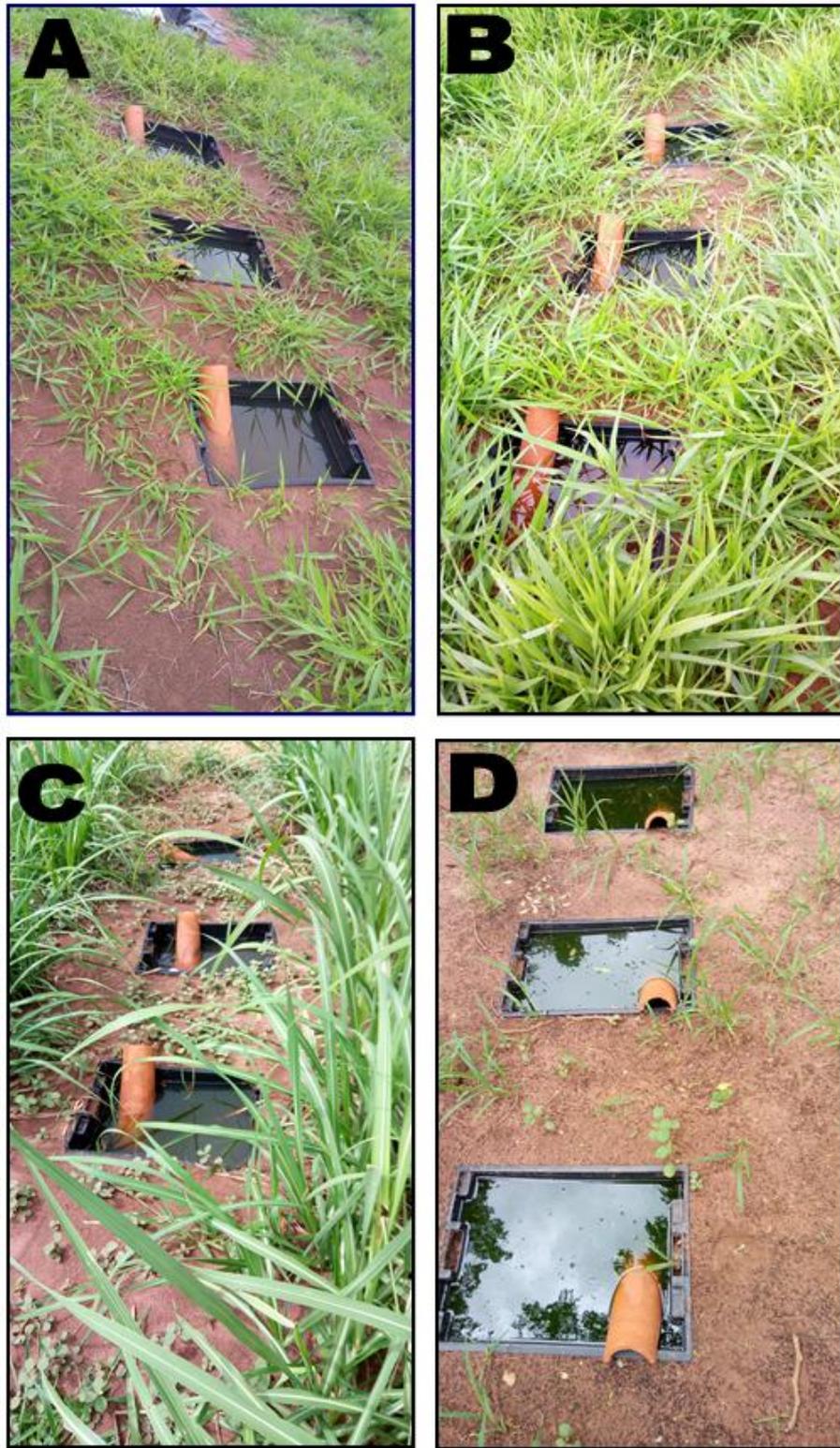


Figura 5: Fotos do experimento de campo realizado em Brotas. **A** – *plot* de pastagem extensiva (PE); **B** – *plot* de pastagem intensiva (PI); **C** – *plot* de plantação de cana-de-açúcar (CA); **D** – *plot* de fragmento de floresta. Fotos retiradas em 28 de novembro de 2019.

b) Área de estudo

O estudo foi conduzido na Unidade de Pesquisa e Desenvolvimento de Brotas, pertencente à Agência Paulista de Tecnologia dos Agronegócios (APTA). Brotas (22°17'57.68" S, 48°08'33.08" W) é um município pertencente ao estado de São Paulo, Sudeste do Brasil, cuja altitude é de 708m e o clima é caracterizado como subtropical úmido influenciado por monções (Köppen-Geiger Cwa), com temperatura média anual de 19,9°C e precipitação média anual de 1367mm, sendo 81% da pluviosidade concentrada entre os meses de Outubro a Março (>139mm a cada mês) (Alvares *et al.*, 2013). Anteriormente ao início da manipulação experimental (Agosto de 2018), uma análise para determinação do tipo de solo foi realizada, no qual foi determinado que, a um espectro de 0-20cm de profundidade, o solo é majoritariamente arenoso (89,9% arenoso, 7,8% argiloso e 2,8% silte), ácido (pH = 4,9), com alta concentração de matéria orgânica, e baixo conteúdo de fósforo e cálcio (Martinelli pers. com.).

c) Manejo da terra e coleta de amostras

Foram realizadas coletas de amostras para parâmetros básicos de qualidade de água, nutrientes, resíduos de pesticidas e fitoplâncton em quatro momentos. Três delas foram uma semana depois de etapas importantes do manejo da terra, e a última coleta ocorrendo um mês após o último manejo, tendo a última coleta sido realizada para observar se as comunidades retornaram a uma estruturação semelhante a que tinham antes das etapas de manejo ou se permaneceram com a mesma estrutura observada após o último manejo.

Tabela 1: cronograma de manipulação de agroquímicos. As datas indicam o dia, mês e ano em que foi realizado o manejo, e os *plots* estão indicados nas respectivas colunas. As células com X denotam que não houve manipulação naquele *plot*. As coletas de água foram feitas para análises de nutrientes, agroquímicos e fitoplâncton.

DATA	PASTAGEM EXTENSIVA	PASTAGEM INTENSIVA	CANAVIAL
22 de outubro de 2019	Preenchimento das caixas com água do poço		
23 de outubro de 2019	X	NPK	NP
06 de novembro de 2019	X	X	Vinhaça

13 de novembro de 2019	Coleta de água	Coleta de água	Coleta de água
22 de novembro de 2019	X	X	Fipronil
29 de novembro de 2019	Coleta de água	Coleta de água	Coleta de água
08 de dezembro de 2019	X	X	2,4-D
15 de dezembro de 2019	Coleta de água	Coleta de água	Coleta de água
15 de janeiro de 2020	Coleta de água	Coleta de água	Coleta de água

A água das caixas foi homogeneizada antes da coleta, a fim de obter-se uma amostra representativa de toda a comunidade presente em cada mancha, e cada amostra foi coletada em uma garrafa de 300ml, e posteriormente distribuídas em dois tubos Falcon de 50ml para nutrientes e um frasco âmbar para fitoplâncton (180ml). As amostras de fitoplâncton foram conservadas com lugol (2%). Amostras de nutrientes foram imediatamente armazenadas em freezer após coleta. Dados físico-químicos foram medidos com auxílio da sonda multiparamétrica YSI ProDSS (©2014 YSI), que proporcionou dados de temperatura (°C), oxigênio dissolvido (mg/L), condutividade ($\mu\text{S}/\text{cm}$), pH e turbidez (NTU). As medições foram realizadas antes de cada coleta de água, à exceção da primeira medição, que foi realizada um dia depois da coleta (14/11, 27/11, 14/12 e 12/01). Os dados foram tabelados, juntamente com informações adicionais de hora de medição, profundidade da água (cm), chuva em momento próximo a medição e limpidez do céu (em uma escala de 1/8, muito limpo, a 8/8, nublado).

As análises de pesticidas foram realizadas na Universidade de Campinas, em parceria com o Laboratório de Química Ambiental (LQA-IQ-UNICAMP), coordenado pela professora Cassiana Montagner. As amostras foram analisadas através de um aparelho de Cromatografia Líquida (Agilent 1200) acoplado à Espectrometria de Massas (Agilent 6410B; Agilent Technologies – Santa Clara, USA), também conhecido como LC-MS/MS, após extração em fase sólida conforme Goulart *et al.* (2020). A separação cromatográfica foi realizada com a coluna Zorbax SB-C18 (2.1 x 30 mm, tamanho da partícula de 3.5 μm ; Agilent Technologies). A temperatura da coluna foi ajustada para 30°C, o volume de injeção foi de 10 μL , a taxa de fluxo foi de 0.3 ml min^{-1} e a fase móvel foi aquosa e consistiu de 0,01% de hidróxido de amônio (solvente A) e metanol (solvente B). O controle de qualidade e segurança foi realizado seguindo as normativas propostas pelo Inmetro (Instituto Nacional de Metrologia Qualidade e Tecnologia) e pela Anvisa (Agência Nacional de Vigilância Sanitária). As figuras

de mérito analisadas foram: limite de detecção (LD) e limite de quantificação (LQ), seguindo a metodologia proposta por Goulart *et al.* (2020).

As análises de nutrientes foram realizadas em parceria com a Universidade Federal do ABC (UFABC), pelo professor Doutor Ricardo H. Taniwaki. As amostras para fósforo dissolvido foram digeridas (Valderrama, 1981) e analisadas utilizando o método do ácido ascórbico (APHA 4500-P E) (APHA, 2005). Para tanto, 15ml de amostra de água foram filtradas em filtros de fibra de vidro (Pall Corporation A/E) e digeridas através do uso de persulfato de potássio e ácido bórico (Valderrama, 1981). Após o processo de digestão, reagentes combinados foram adicionados às amostras e analisadas no espectrofotômetro, em uma absorvância de 880nm (APHA, 2005). O controle de qualidade da análise foi feito através do uso de brancos, amostras repetidas, e amostras padrões entre as análises de rotina. As análises de nitrogênio total dissolvido, carbono orgânico total, carbono inorgânico total e carbono total foram realizadas em um analisador de carbono orgânico total (TOC-L Shimadzu) acoplado com uma unidade de medição de nitrogênio total (TNM-L Shimadzu). Para tal, 30ml de amostra de água foram filtradas em filtros de fibra de vidro (Pall Corporation A/E) e injetadas no equipamento TOC. O controle de qualidade da análise foi realizado do mesmo modo que o procedimento anterior (brancos, réplicas e padrões).

d) Identificação e contagem de fitoplâncton

Para análise do fitoplâncton, as amostras foram devidamente homogeneizadas, e uma sub-amostra de volume conhecido (25ml) foi retirado (Brierley *et al.*, 2007). O volume exato da amostra analisada depende da densidade fitoplanctônica encontrada (Brierley *et al.*, 2007). Tal sub-amostra foi concentrada utilizando-se o procedimento de sedimentação de células em câmaras de Utermöhl com base na metodologia proposta por Sun & Liu (2003), a fim de garantir uma amostra representativa da comunidade (garantindo a representatividade de espécies raras). A identificação foi feita, sempre que possível, a nível infra genérico, analisando-se as características morfológicas e morfométricas dos organismos. Para tais identificações, foram utilizados diversos materiais, como livros (Bicudo & Menezes, 2006; Wehr & Sheat, 2003; Bellinger & Sigeo 2010), trabalhos prévios (Nogueira & Rodrigues, 1999; Okolodkov, 2008; Pimentel *et al.*, 2015), chaves (Bicudo & Bicudo, 1970; Bicudo, 2014) e sites (<http://www.cyanodb.cz/>). Atualizações taxonômicas foram realizadas com base no domínio *algaebase* (<https://www.algaebase.org/>), que alimenta constantemente a lista de

atualizações nas nomenclaturas e realocações de classificação taxonômica. A contagem do fitoplâncton foi realizada também com base na metodologia proposta por Sun & Liu (2003), no mesmo microscópio e sob aumento de 400 vezes. As alíquotas foram submetidas a sedimentações de tempos variados, sendo o mínimo de 3 horas e 30 minutos e o máximo de 18 horas, e a câmara de sedimentação utilizada foi a de 25ml para todas as amostras.

A contagem dos indivíduos foi realizada em transectos aleatórios traçados no campo da câmara (horizontais, verticais e/ou diagonais) e o limite da contagem, ou seja, o número mínimo de campos contados por câmara de sedimentação foi determinado por meio de dois critérios: a) gráfico de estabilização do número de espécies, obtido a partir de espécies novas adicionadas com o número de campos contados e b) o de espécies mais abundantes, obtido pela contagem de até 500 indivíduos da espécie mais comum. No caso de ocorrência de alta abundância ou florações, foi realizada a contagem de até 500 indivíduos da segunda espécie mais abundante (Tucci, 2002; Rosal, 2014).

As análises quantitativas e qualitativas foram realizadas com auxílio do uso do microscópio invertido Zeiss Axio Observer (<https://www.zeiss.com/microscopy/int/products/light-microscopes/axio-observer-for-biology.html>), com câmara clara, retículo micrometrado e câmara fotográfica acoplados, pertencente ao Laboratório de Biomedicina e Biotério de Experimentação (EACH, prédio A3, ala 1), sob coordenação dos professores Marcelo Nolasco e Michele Schultz. As amostras foram examinadas em aumentos de 400 e 750 vezes.

e) Grupos funcionais de Reynolds 2002 revisado por Padisák 2009

As espécies foram classificadas nos Grupos Funcionais de Reynolds (GFR), de acordo com a revisão de Padisák (2009). Os códons (grupos) são agrupados a fim de refletir mudanças sazonais (**A-D** para florações de primavera, **E-H** para associações no começo da estratificação de verão, e assim por diante) e dentro de cada bloco, há também uma distinção das preferências (**B → E → L → N** representa a progressão sazonal em um lago temperado mesotrófico e **C → G → M → P** resume sistemas eutróficos). As letras utilizadas são somente classificatórias, não tendo nenhum significado literal de abreviação (Reynolds *et al.*, 2002).

Dado essa classificação, fica claro que os códons não são exclusivos de determinados grupos de algas, assim como o fato de que táxons não relacionados filogeneticamente podem

estar agrupados no mesmo códon. Por exemplo, as associações A, B, C, D, MP, N, P e T são formadas por diatomáceas; as associações F, G, J, K, MP, N, P, T, X e W reúnem espécies de clorófitas; H, K L, M, MP, R, S, T, W e Z agrupam espécies de cianobactérias; E, L, Q, U, V, W, X e Y são formados por espécies de fitoflagelados (Padisák *et al.*, 2009; Melo, 2012). Além disso, os códons podem possuir subdivisões, como por exemplo H1 e H2; Lo e Lm; S1, S2 e Sn; W1, W2, Wo e Ws; X1 e X2, dentre outros.

Para classificação correta dos códons, utilizou-se como base o trabalho de Padisák e colaboradores (2009) para descrição do hábitat, lista de representantes e classificações errôneas e a tabela suplementar para uma visualização mais dinâmica das espécies representativas de cada códon e onde os autores apontam os agrupamentos errôneos.

f) Análises numéricas e estatísticas

A densidade fitoplanctônica foi calculada através do uso da seguinte equação:

$$N = X \times \frac{A \times d}{a \times v}$$

Em que:

N = Número de unidades por volume da amostra

x = Número médio de unidades por transecto ou grid (ou número total de unidades da câmara)

A = Área da câmara

v = Volume sedimentado de amostra na câmara

a = Área contabilizada do campo (grid, transecto ou câmara)

d = Fator de diluição ou concentração da amostra (1 x diluído d=2; 1 x concentrado d=0,5)

Os dados abióticos e bióticos foram agrupados e análises exploratórias, realizadas. Foram realizadas análises univariadas (ANOVA's) e multivariadas (PCA's, nMDS's, PERMANOVA's, PERMDISP) com auxílio do programa R (R Core Team 2006). Para os dados bióticos foram feitas, também, análises de diversidade e análises de diversidade beta com o auxílio do programa R.

As análises dos fatores abióticos foram separadas em três conjuntos: nutrientes, parâmetros de qualidade da água e pesticidas. Análises de Variância (ANOVA's) foram realizadas para encontrar diferenças significativas entre tratamentos, entre tempos e com a interação entre ambos, com uso dos pacotes *vegan* (Oksanen *et al.*, 2012) e *readxl* (Wickham & Bryan, 2019). Quando relatado um valor significativo, uma análise *post hoc* era utilizada para identificar quais pares de amostras apresentavam as diferenças apontadas. A análise *post hoc* foi realizada utilizando-se a função *linear model* (lm), seguido das funções *anova* (Teste Tipo II do pacote *car*; Fox & Weisberg, 2019) e *emmeans* com ajuste de Tukey para p-valor (Lenth, 2021). Para melhor visualização dos dados, foram realizados gráficos do tipo *boxplot*, em que os dados foram separados por tratamento e tempo, e as diferenças significativas foram sinalizadas por siglas.

Dado a construção do delineamento amostral possibilitar a análise tanto de diferenças de tratamento quanto diferenças ao longo do tempo de manejo, as análises multivariadas consistiram em dois tipos: dados separados por *plots* (análise espacial) e dados separados por data (análise temporal). Os padrões de distribuição espacial e temporal das variáveis ambientais entre os *plots* de manejo foram evidenciados por Análises de Componentes Principais (PCA's) por Escalonamentos Multidimensionais Não-Métricos (nMDS's) e testados pela Análise Multivariada de Permutação (PERMANOVA; Anderson, 2005), padronizando os dados com a função *decostand* (método *standardize*, Oksanen *et al.*, 2012). Adicionalmente, a variância (dispersão) das variáveis ambientais entre os diferentes tratamentos foi analisada pelo método da dispersão permutacional (PERMDISP; Anderson, 2005). Tais análises foram realizadas através do pacote *vegan* do programa R (R Core Team 2006; Oksanen *et al.*, 2012).

No caso dos dados de espécies, foram realizadas nMDS's submetendo as variáveis à transformação de Hellinger (Legendre & Gallagher, 2001), utilizando a função *decostand* do pacote *vegan* do R (Oksanen *et al.*, 2012). A distância escolhida foi a de Bray-Curtis, com 999 iterações e 2 dimensões. A transformação para tabela de presença e ausência foi realizada

com auxílio do R (R Core Team 2006). As análises de PERMANOVA foram realizadas utilizando a função *adonis*, pertencente ao pacote *vegan* (Oksanen *et al.*, 2012).

Para medir a diversidade beta, foi utilizada a metodologia de Anderson *et al.* (2006), que propõem que, para um grupo de unidades amostradas em determinada área, a β -diversidade pode ser medida como a distância média (ou dissimilaridade) de uma unidade amostral ao centroide do grupo, utilizando-se a medida de dissimilaridade apropriada. O centroide deve ser definido na coordenada principal da medida de dissimilaridade escolhida (Anderson *et al.*, 2006). Tal conceito foi escolhido por ser flexível e poder ser utilizado com qualquer medida de dissimilaridade ecologicamente significativa. Também possui como vantagem o fato de poder realizar testes de diferenças de diversidade beta entre áreas ou grupos (Anderson, 2006; Anderson *et al.*, 2006). Para padronização, foi escolhido o índice de Sorensen para os dados de presença e ausência, devido ao fato de este ser o mais comumente utilizado, além de ter como vantagem de não só expressar o verdadeiro *turnover*, como também demonstrar sensibilidade a diferenças de riqueza de espécies entre locais (Koleff *et al.*, 2003; Baeten *et al.*, 2012). Para os dados de abundância, foi utilizado o índice de Bray-Curtis para padronização, por ser um índice amplamente utilizado e bem estabelecido. Os cálculos de β -diversidade foram realizados utilizando-se o pacote *vegan*, pertencente ao programa R (R Core Team, 2006).

As análises de variabilidade e condição ambiental foram realizadas através da construção de Modelos Lineares (LM's), sendo a variável resposta a diversidade beta (taxonômica e funcional) das metacomunidades, e as preditoras os parâmetros variabilidade e condição ambiental. Para o cálculo da variabilidade ambiental, foram realizadas medidas de diversidade beta para os dados abióticos, através da análise PERMDISP, utilizando-se como medida a distância média para o centroide. Para a obtenção de valores de condição ambiental, foram extraídos valores correspondentes aos *loadings* (carregamento das variáveis) das coordenadas dos eixos PC1 e PC2 de uma ACP realizada para os dados abióticos ao final do experimento (T4). Para relacionar os valores obtidos com a diversidade beta, que foi calculada para cada trinca de estudo, foi realizado uma média dos *loadings* de cada 3 microcosmos, obtendo-se, assim, um valor para cada trinca. Todas as análises foram realizadas utilizando-se o programa R (R Core Team, 2006).

5. Resultados

5.1 Efeitos do uso e manejo da terra sobre o ambiente físico-químico

5.1.1 Análises univariadas

Tabela 2: Resultados de ANOVAs para efeitos de tratamento, tempo e tratamento X tempo em cada uma das variáveis abióticas analisadas. Para variáveis com efeitos principais significativos é apresentada a comparação *post hoc* pareada de Tukey. Letras diferentes representam diferenças significativas entre tratamentos ou momentos no tempo. O número de graus de liberdade é 3 para efeitos principais e 9 para interações. NS=não significativo, * $0,01 < p < 0,05$ e ** $p < 0,01$.

	<i>F</i> <i>Tratamento</i>	<i>F</i> <i>Tempo</i>	<i>F</i> <i>TratamentoXTempo</i>
<i>Profundidade</i>	23,95** FL ^b PE ^b PI ^a CA ^a	111,75** T1 ^a T2 ^a T3 ^b T4 ^b	10,11**
<i>Temperatura</i>	33,11** FL ^b PE ^a PI ^b CA ^a	89,09** T1 ^a T2 ^b T3 ^a T4 ^b	44,54**
<i>Oxigênio Dissolvido</i>	2,04 ^{NS}	2,48 ^{NS}	1,14 ^{NS}
<i>Condutividade</i>	5,49** FL ^b PE ^a PI ^a CA ^a	0,31 ^{NS}	1,40 ^{NS}
<i>pH</i>	11,11** FL ^a PE ^b PI ^b CA ^a	0,17 ^{NS}	4,24**
<i>Turbidez</i>	12,72** FL ^a PE ^b PI ^b CA ^a	4,47** T1 ^a T2 T3 T4 ^b	0,63 ^{NS}
<i>Carbono Orgânico Dissolvido</i>	23,83** FL ^b PE ^a PI ^a CA ^b	3,08* T1 ^a T2 ^a T3 ^a T4 ^b	1,75 ^{NS}
<i>Carbono Total Dissolvido</i>	19,57** FL ^b PE ^a PI ^a CA ^b	0,63 ^{NS}	1,13 ^{NS}
<i>Carbono Inorgânico Dissolvido</i>	10,29** FL ^b PE ^a PI ^a CA ^a	0,87 ^{NS}	0,82 ^{NS}
<i>Nitrogênio Total Dissolvido</i>	1,89 ^{NS}	1,12 ^{NS}	1,24 ^{NS}
<i>Fósforo Total Dissolvido</i>	21,48** FL ^b PE ^a PI ^a CA ^a	0,19 ^{NS}	0,28 ^{NS}
<i>Fipronil</i>	12,82** FL ^a PE ^a PI ^a CA ^b	6,92** T1 ^a T2 ^b T3 ^a T4 ^a	6,77**
<i>2,4-D</i>	11,68** FL ^a PE ^a PI ^a CA ^b	10,97** T1 ^a T2 ^a T3 ^b T4 ^a	10,92**

a) Parâmetros básicos de qualidade da água

O experimento demonstrou que há consequências pronunciadas na manipulação de uso da terra para os parâmetros de qualidade da água. Valores de temperatura, pH, turbidez, profundidade e condutividade foram significativamente afetadas pelo uso da terra (Figura 6, Tabela 2). Um efeito principal de momento de amostragem foi observado somente para os parâmetros profundidade, temperatura e turbidez. Houve variação significativa em função de uma interação entre tratamento e momento no tempo para profundidade, temperatura e pH.

Nos casos em que houve efeito principal de tratamento, os seguintes padrões foram observados: os *plots* de pastagem extensiva e pastagem intensiva apresentaram valores menores de pH e turbidez; a pastagem extensiva e a cana apresentaram valores menores de profundidade que os demais *plots*, porém em relação à temperatura, estes dois tratamentos apresentaram valores maiores. Em relação à condutividade, a floresta apresentou maiores valores do que os tratamentos de pastagem extensiva e cana, e não houve uma diferença significativa em relação à pastagem intensiva.

Na análise entre os diferentes tempos de coleta, menores valores de profundidade foram registrados nos Tempos 1 e 2. O Tempo 4 apresentou maiores valores de temperatura em relação aos outros tempos analisados. Para a turbidez, só houve diferença significativa entre os pares de Tempo 1 e 4, onde T4 teve menores valores de turbidez em relação a T1.

Para a interação entre tratamento e momento no tempo, houveram os seguintes padrões: valores de pH começaram menores em PE e PI (T1) e não tiveram diferença significativa no tempo 2; em T3, PI apresentou valores menores de pH do que os outros *plots*, e em T4, PE e FL registraram maiores valores de pH.

Em relação à temperatura, o Canavial iniciou com valores maiores (T1). Em T2, o *plot* de Floresta apresentou menores valores, padrão que se inverte em T3, onde juntamente com CA, os valores registrados foram maiores que os demais tratamentos. Por fim, para o tempo 4, somente PE mostrou-se diferente significativamente, e com maiores temperaturas registradas em relação aos outros *plots*.

Por fim, os registros de profundidade foram menores em PE e FL para o Tempo 1. No Tempo 2, PE permaneceu com baixos valores de profundidade, juntamente com CA. Para os demais tempos não houveram diferenças significativas.

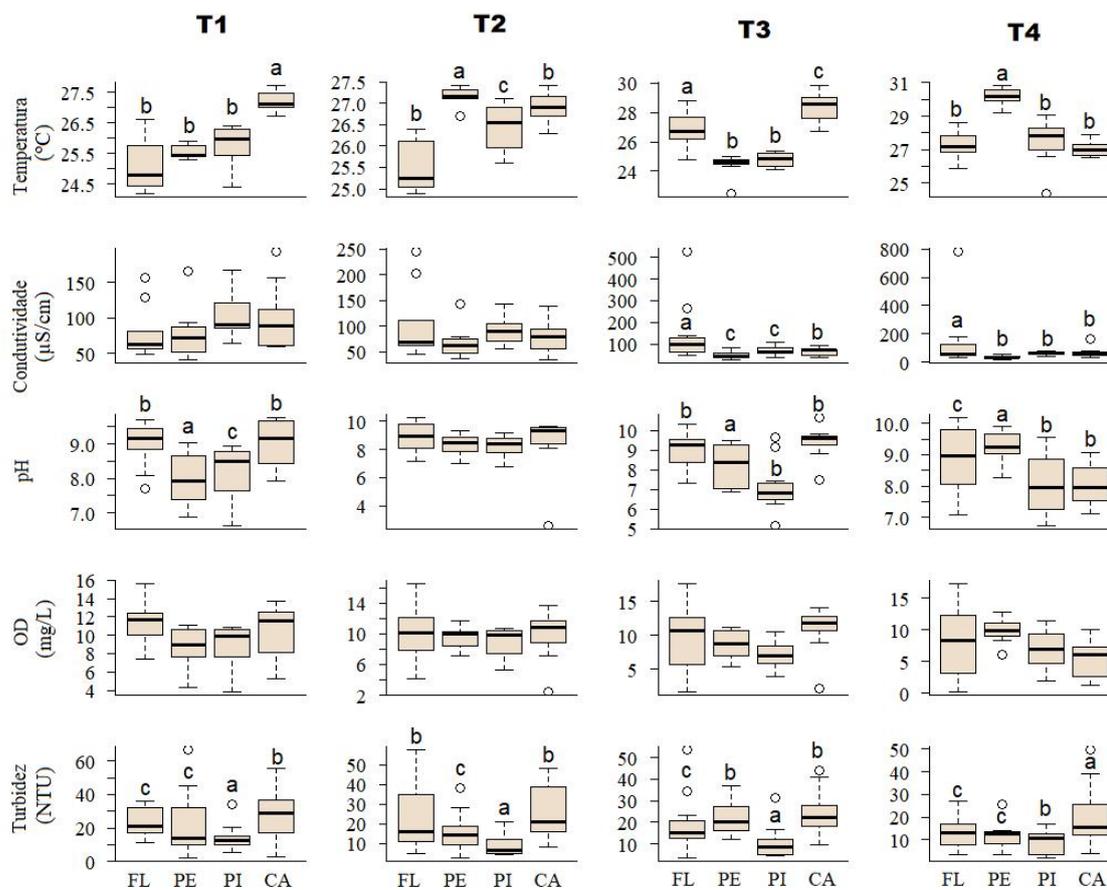


Figura 6: Análise de parâmetros básicos de qualidade de água em função dos tratamentos de manipulação do uso da terra em T1 (14/11/19), T2 (29/11/19), T3 (14/12/19) e T4 (14/01/20). No eixo x, estão os tratamentos ordenados de menor para maior intensidade de manejo da terra, em que FL = Floresta, PE = Pastagem Extensiva, PI = Pastagem Intensiva e CA = Canavial. No eixo y, estão os parâmetros básicos de qualidade da água, sendo Temp = Temperatura, Condu = Condutividade, pH, OD = Oxigênio Dissolvido e Turb = Turbidez. Letras diferentes representam diferenças significativas entre os tratamentos.

b) Nutrientes

A manipulação de uso e manejo da terra teve consequências pronunciadas para as concentrações de nutrientes nos microcosmos experimentais. Concentrações de carbono total dissolvido, carbono orgânico dissolvido, carbono inorgânico dissolvido e fósforo total dissolvido – mas não as de nitrogênio total dissolvido - foram significativamente afetadas pelo uso da terra (Figura 7, Tabela 2). Um efeito principal de momento de amostragem foi observado para carbono orgânico dissolvido apenas, e nenhum nutriente variou significativamente em função de uma interação entre tratamento e momento no tempo.

Na maior parte dos casos em que houve efeito principal de tratamento, microcosmos nos *plots* de pastagem extensiva e pastagem intensiva apresentaram concentrações mais baixas de nutrientes (CTD, COD, CID, PTD) do que microcosmos na floresta, e somente para COD houve diferença entre as pastagens e os *plots* de canavial. Ainda no que se refere ao Carbono Orgânico Dissolvido (COD) canavial e floresta apresentaram concentrações mais altas do que as pastagens extensiva e intensiva, e não houve diferença significativa entre estes por efeito de tratamento.

Em relação aos diferentes momentos de amostragem, somente o COD apresentou diferenças significativas, em que o T4 de amostragem apresentou menores concentrações deste nutriente do que os outros tempos (Tabela 2).

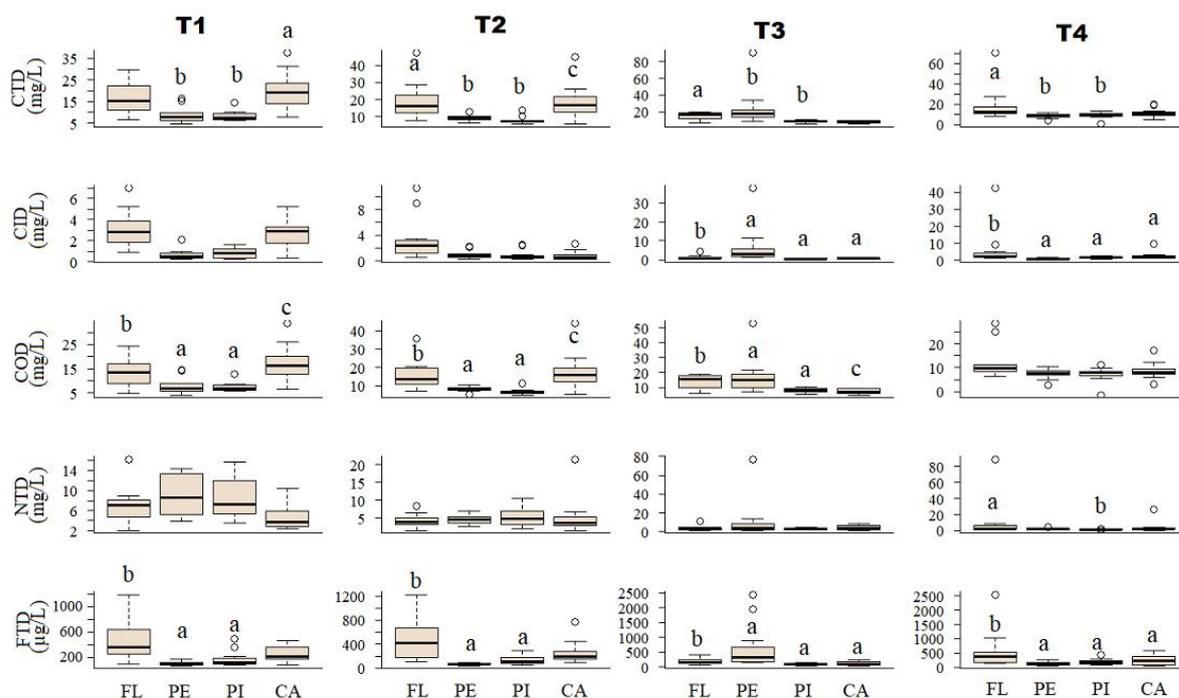


Figura 7: Concentração de nutrientes nos microcosmos em função dos tratamentos de manipulação do uso da terra em T1 (14/11/19), T2 (29/11/19), T3 (14/12/19) e T4 (14/01/20). No eixo x, estão os tratamentos ordenados de menor para maior intensidade de manejo, sendo FL = Floresta, PE = Pastagem Extensiva, PI = Pastagem Intensiva e CA = Canavial. No eixo y, estão as concentrações de nutrientes, sendo CTD = Carbono Total Dissolvido, CID = Carbono Inorgânico Dissolvido, COD = Carbono Orgânico Dissolvido, NTD = Nitrogênio Total Dissolvido e FTD = Fósforo Total Dissolvido. Diferenças significativas entre os tratamentos estão identificados por letras; letras diferentes representam diferenças significativas entre os tratamentos.

c) Pesticidas

A manipulação de pesticidas apresentou efeitos significativos no experimento (Tabela 2). Na análise entre tratamentos, houve uma diferença significativa do canavial para os outros tratamentos, em que a cana apresentou valores maiores de concentrações do pesticida e do herbicida manipulados (Figura 8).

Na análise para diferentes momentos de amostragem, o Fipronil apresentou um valor significativo maior no Tempo 2, e o 2,4-D, no Tempo 3 (Figura 8).

Já para a interação entre momentos de amostragem e tratamentos, a única diferença significativa deu-se em T2 para o fipronil, em que o Canavial apresentou maiores valores que os demais *plots*, e em T3 para o 2,4-D, em que o *plot* Canavial se destacou dos demais *plots* com maior registro de concentração deste herbicida (Figura 8).

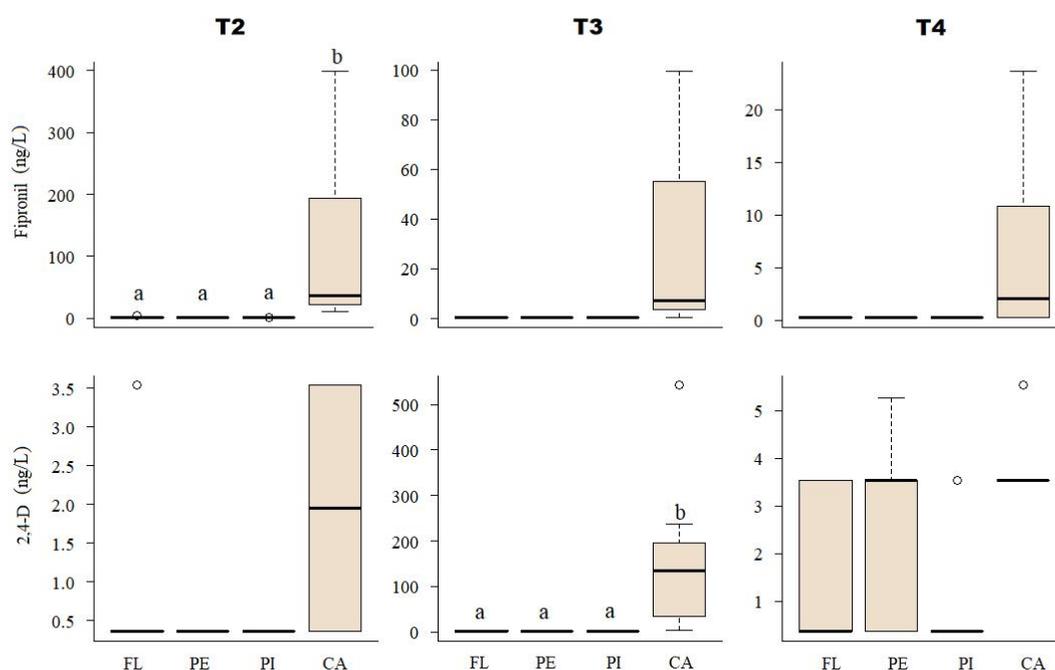


Figura 8: Concentrações de pesticidas nos microcosmos em função dos tratamentos de manipulação do uso da terra em T2 (29/11/19), T3 (14/12/19) e T4 (14/01/20). No eixo x, estão os tratamentos, ordenados de menor para maior intensidade de manejo da terra, sendo FL = Floresta, PE = Pastagem Extensiva, PI = Pastagem Intensiva e CA = Canavial. No eixo y, estão as concentrações de pesticidas, na seguinte ordem: Fipronil e 2,4-D. Diferenças significativas entre os tratamentos estão identificados por letras; letras diferentes representam diferenças significativas entre os tratamentos. Eixos y não estão em escala padronizada entre os momentos de amostragem. Os valores de LD e LQ são, respectivamente, 0,5 ng/L e 1,0 ng/L. A aplicação de Fipronil ocorreu em 22/11/19 e a de 2,4-D em 08/12/19.

5.1.2 Análises multivariadas

a) Comparação entre tratamentos

A Análise de Componentes Principais (APC) explicou 55,6% da variabilidade total dos dados, tendo o eixo um sendo responsável por 32,9% da explicação, e o eixo dois, 22,7% (Figura 9a). Em uma primeira análise (14/11/2019), os *plots* de Pastagem Extensiva e Intensiva mostraram-se similares entre si, e foram caracterizados por altas concentrações de TDN e baixas concentrações de DOC, DIC e TDP. Já os *plots* de Floresta e Canavial mostraram-se mais similares e diretamente relacionados aos demais componentes abióticos analisados.

Na coleta de 29 de novembro de 2019 (pós aplicação de fipronil), a análise de PCA teve 51,1% de explicação da variação dos dados, sendo o primeiro eixo responsável por 35,7%, e o segundo, 15,4% (Figura 9b). Os microcosmos inseridos nos *plots* de pastagens Extensiva e Intensiva mostraram-se similares, e mostraram-se associados a baixos valores de nutrientes e turbidez. Alguns pontos da Floresta apresentaram semelhança com pontos de PI, porém em maior parte foi observada uma dissimilaridade, e uma relação direta com DIC, TDP, TDC, Condutividade e Profundidade. As amostras do Canavial apresentaram, em sua maioria relação direta a TDN, Turbidez, Herbicida (2,4-D), Fipronil, pH e Temperatura.

Já para a coleta de 12 de dezembro de 2019 (pós aplicação de 2,4-D; Figura 9c), os padrões observados foram: similaridade entre os *plots* de Pastagem Extensiva e Pastagem Intensiva, e nenhuma correlação com as informações abióticas obtidas; similaridade entre os *plots* de Canavial e Floresta, com relação direta principalmente com pH, Herbicida (2,4-D), Temperatura, Oxigênio Dissolvido, Fipronil e Profundidade. Tais padrões foram observados de forma gráfica em uma PCA cuja explicação da variabilidade foi de 55,6% (eixo 1 – 32,9%; eixo 2 – 22,7%).

Por fim, os padrões observados na coleta realizada em 01 de janeiro de 2020 (Figura 9d) consistiram em: heterogeneidade do *plot* da Floresta, com uma amostra se destacando como *outlier* e tendo como diferenças a condutividade, DOC, TDP, TDC, DIC e TDN; o *plot* de Pastagem Extensiva mostrando-se relativamente homogêneo e relacionado principalmente com Oxigênio Dissolvido e Temperatura; o *plot* de Canavial relacionado aos fatores de Turbidez, Profundidade, Herbicida e Fipronil; e o *plot* de Pastagem Intensiva não mostrando correlação com nenhum fator. Tais tendências foram observadas numa PCA com 51% de

explicação da variabilidade dos dados, sendo o primeiro eixo responsável por 34% da explicação, e o segundo, por 17%.

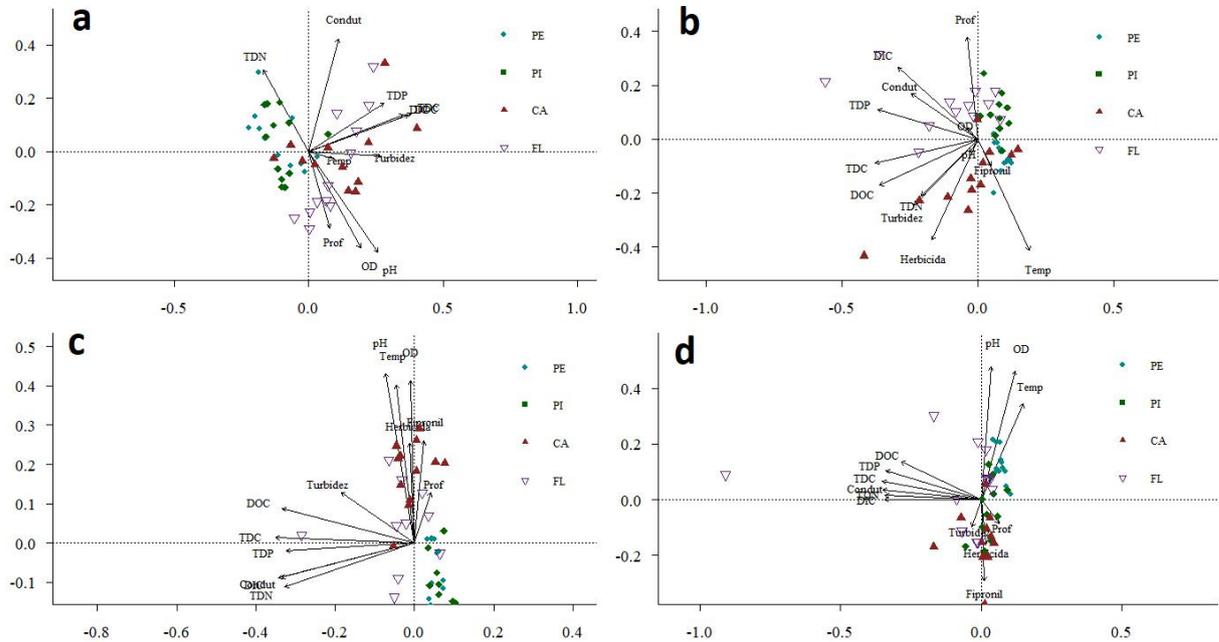


Figura 9: Análises de ACP para padrões de associação entre variáveis físico-químicas através de tratamentos em (a) 14/11/19, (b) 29/11/19 (c) 14/12/19 e (d) 14/01/20. FL – Floresta (triângulo invertido roxo); PE – Pastagem Extensiva (losangos verde-água); PI – Pastagem Intensiva (quadrado verde escuro); CA – Canavial (triângulo bordô).

A fim de melhor identificar as diferenças entre tratamentos provocadas pela manipulação da terra, análises de nMDS foram realizadas (Figura 10).

A análise no Tempo 1 demonstra que as características físico-químicas dos microcosmos da Floresta foram claramente distintas das observadas nos demais tratamentos. Entre os demais tratamentos, as condições físico-químicas dos microcosmos inseridos nas pastagens Extensiva e Intensiva foram muito semelhantes, e apenas parcialmente sobrepostas às condições dos microcosmos inseridos no Canavial. A PERMANOVA detectou diferenças significativas na comparação entre os tratamentos ($F = 8,67$; $p = 0,0009$); porém, apenas os tratamentos de Pastagem Intensiva e Floresta foram considerados significativamente diferentes ($p = 0,046$). Não houve diferenças significativas na dispersão multivariada entre tratamentos ($F = 1,53$; $p = 0,22$).

No Tempo 2 (Figura 10b), vemos que os *plots* de PE e PI estão justapostos, e possuem pouca variação (polígonos bem pequenos), enquanto os *plots* CA e FL possuem grande variabilidade e estão sobrepostos a todos os outros tratamentos. Todas as comparações

pareadas foram consideradas significativas ($F = 5,93$; $p = 0,0009$) através da análise de PERMANOVA. A PERMDISP também se mostrou significativa ($F = 10,12$; $p = 0,001$), e os pares que se mostraram diferentes foram: Canavial x Pastagem Extensiva ($p = 0,001$); Canavial x Pastagem Intensiva ($p = 0,002$); Floresta x Pastagem Extensiva ($p = 0,001$) e Floresta x Pastagem Intensiva ($p = 0,001$).

Na análise do Tempo 3 (Figura 10c), podemos notar que os tratamentos PE e PI estão bem sobrepostos e seus polígonos são pequenos, ou seja, não há muita variação abiótica entre as caixas. CA apresenta uma pequena sobreposição a FL, porém seu polígono é menor. Além disso, CA não apresenta sobreposição a PE e PI, mostrando que estes *plots* não são semelhantes neste tempo específico. Já FL apresentou uma grande variabilidade por causa de um ponto que está puxando o polígono para a direita. A PERMANOVA indica que há diferença significativa entre os tratamentos ($F = 6,14$; $p = 0,0009$). A PERMDISP também apresentou resultado significativo ($F = 4,36$; $p = 0,001$) e, na análise par-a-par, os grupos com diferenças significativas foram: Canavial x Pastagem Extensiva ($p = 0,01$); Canavial x Pastagem Intensiva ($p = 0,004$); Floresta x Pastagem Extensiva ($p = 0,023$) e Floresta e Pastagem Intensiva ($p = 0,008$).

Já para o Tempo 4 (Figura 10d), podemos observar que o tratamento PE é o que apresentou menor variação, e somente uma leve sobreposição ao tratamento PI, o que demonstra que é diferente dos outros tratamentos. CA apresentou maior variabilidade e sobreposição aos tratamentos PI e FL. Os *plots* FL e PI apresentaram um pouco de sobreposição entre si e polígonos de tamanhos semelhantes, indicando que sua variabilidade é similar. A PERMANOVA foi significativa ($F = 4,64$; $p = 0,0009$). A PERMDISP também se mostrou significativa ($F = 3,27$; $p = 0,001$) e, na análise par-a-par, os *plots* com diferença significativa foram: Canavial x Pastagem Extensiva ($p = 0,005$); Canavial x Pastagem Intensiva ($p = 0,025$); Floresta x Pastagem Extensiva ($p = 0,021$) e Floresta x Pastagem Intensiva ($p = 0,04$).

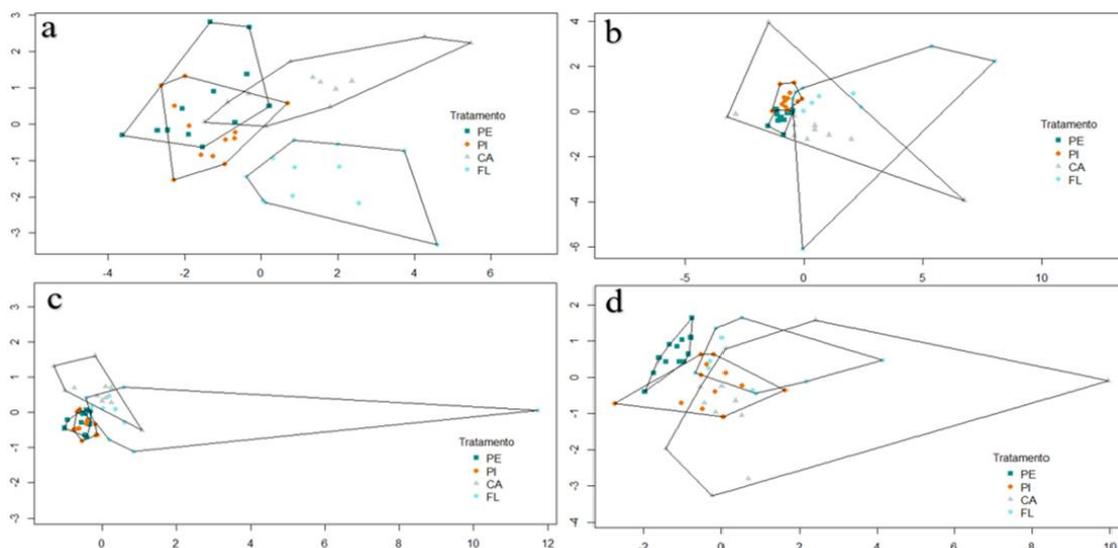


Figura 10: Análises de Escalonamento Multidimensional Não-Métrico com polígonos comparando as características físico-químicas dos microcosmos experimentais em (a) T1 (14/11/2019), (b) T2 (29/11/19), (c) T3 (14/12/19) e T4 (14/01/20). FL – Floresta (losango azul claro); PE – Pastagem Extensiva (quadrado verde escuro); PI – Pastagem Intensiva (círculo laranja); CA – Canavial (triângulo cinza claro).

b) Comparação entre momentos de amostragem

A Floresta apresentou um padrão destacado dos outros *plots* (Figura 11a). A PCA explica 57,9% da variabilidade, sendo o eixo 1 responsável por 44%, e o eixo 2, por 13,9%. O *plot* não apresentou diferenciação significativa ao longo do tempo, e mostrou uma divisão de amostras: uma parte relacionada estritamente a Profundidade, OD, Temperatura e pH; a outra relacionada a Turbidez, Fipronil e Herbicida (2,4-D). Outra característica marcante neste resultado foi a presença de um *outlier* nas duas últimas coletas, e tal *outlier* “puxa” as seguintes variáveis: condutividade, TDN, DIC, TDP e TDC.

Na Pastagem Extensiva (Figura 11b), a PCA explicou 54,2% da variabilidade total (eixo 1 – 31,5%; eixo 2 – 22,7%). Na análise gráfica, nota-se que, nas duas primeiras amostragens (14/11/19 e 29/11/19), as amostras apresentaram-se bem heterogêneas, e os fatores mais correlacionados a estas amostragens foram TDC, DOC, DIC, TDN, Turbidez e Condutividade. As amostragens finais (14/12/19 e 14/01/20) apresentaram um padrão mais homogêneo, tendo a última coleta apresentado relação direta com os seguintes fatores: OD, pH, TDP, Temperatura, Fipronil, Herbicida e Profundidade.

A Análise de Componentes Principais explicou somente 40,4% da variabilidade total dos dados, tendo o eixo um explicado 20,5%, e o eixo dois, 19,9% (Figura 11c). O *plot* de Pastagem Intensiva mostrou-se heterogêneo durante quase todo o processo de manejo (exceto

em 29/11/19, onde os pontos apresentam-se mais próximos). Porém, os fatores que explicam o agrupamento de cada momento são diferentes. Para a coleta de 14/11/19, a relação é direta com pH, Condutividade, OD e TDN. Em 29/11 as amostras não apresentaram relação direta com nenhum fator. Em 14/12 é possível notar que algumas amostras (quase metade) não apresentaram relação com nenhuma variável abiótica, e outras apresentaram uma relação com DIC, TDP, TDC, DOC, Temperatura, Herbicida, Fipronil e Profundidade. A última coleta mostrou-se relacionada com as variáveis DIC, Temperatura, Herbicida, Profundidade e Fipronil.

O Canavial (Figura 11d), na Análise de Componentes Principais (total - 51,6%, eixo 1 – 30,5%; eixo 2 – 21,1%), apresentou uma maior heterogeneidade nas primeiras amostragens, e um aumento da semelhança entre as amostras nas duas últimas coletas. A penúltima coleta apresentou relação direta com Fipronil, Herbicida e Temperatura. As duas primeiras coletas apresentaram grande diversidade, em que cada caixa se correlacionou com uma ou mais variáveis, enquanto a última coleta apresentou uma relação de baixas concentrações de oxigênio dissolvido e carbono orgânico dissolvido.

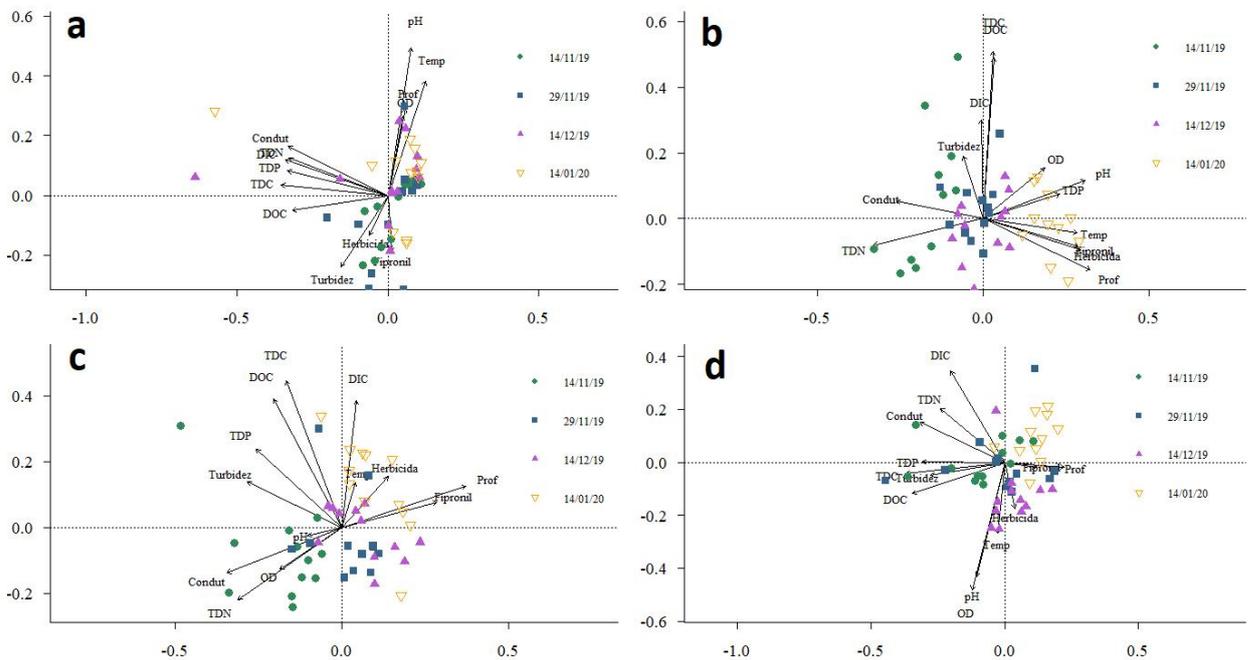


Figura 11: Análises de componentes principais (ACP) para padrões de associação entre variáveis físico-químicas através do tempo em (a) Floresta, (b) Pastagem Extensiva, (c) Pastagem Intensiva e (d) Canavial. T1 – coleta realizada em 14/11/19 (círculo verde); T2 – coleta realizada em 29/11/19 (quadrado azul escuro); T3 – coleta realizada em 14/12/19 (triângulo rosa); T4 – coleta realizada em 14/01/20 (triângulo invertido amarelo)

Também foram realizadas análises de nMDS para encontrar padrões de variação temporal dentro de cada tratamento manipulado. Na Figura 12a, é possível observar que, no Tempo 1, as amostras pertencentes à Floresta apresentavam maior homogeneidade entre si, e que nos outros Tempos, houve uma segregação das amostras, ou seja, elas começaram a apresentar parâmetros variados. Vale ressaltar que dois pontos se mostraram extremamente diferentes dos outros para as amostragens T3 e T4, e ambos se devem à caixa de número 40, cujos valores de FTD foram muito maiores que os mensurados nas outras caixas (2441,5 e 2544,3, respectivamente). O T2 foi o tempo com maior heterogeneidade nos parâmetros abióticos. Apesar dessa diferença, a sobreposição dos polígonos nos diferentes tempos de amostragem demonstra que não houve muita variação nos parâmetros que “regeram” este tratamento. A PERMANOVA foi significativa ($F = 1,9$; $p = 0,02$), enquanto a PERMDISP não apresentou um valor de significância ($F = 1,18$; $p = 0,33$). Na análise par-a-par, houve uma diferença somente na comparação do seguinte par: 14/11 x 29/11, cujo p-valor foi igual a 0,011.

No caso da Pastagem Extensiva (Figura 12b), podemos notar a separação do último tempo de coleta (T4) das outras amostragens, o que denota que, ao final do experimento, as caixas estavam diferentes do início do experimento. Além disso, é possível notar que, apesar de os outros tempos de amostragem estarem sobrepostos, os polígonos vão se deslocando para a direita. As análises de PERMANOVA E PERMDISP mostraram-se significativas (PERMANOVA – $F = 9,71$ / $p = 0,009$; PERMDISP – $F = 4,54$ / $p = 0,003$). A análise par-a-par apontou diferenças entre as seguintes duplas de datas: 14/11 x 29/11 ($p = 0,007$) e 14/11 x 14/12 ($p = 0,005$).

Na Pastagem Intensiva (Figura 12c), os polígonos apresentam-se sobrepostos durante toda a análise temporal. O que vale destacar é a amostragem de 14/12/19 (T3), que apresentou menor variação em comparação com as outras datas de amostragem. Além disso, é importante notar que a última amostragem apresentou o maior polígono, o que denota uma grande heterogeneidade de variáveis ambientais. A análise de PERMANOVA detectou que há uma diferença significativa entre os tratamentos ($F = 6,31$; $p = 0,009$). A PERMDISP não apontou nenhuma diferença significativa ($F = 0,9$; $p = 0,467$), portanto, não houve diferença entre os pares de datas analisadas neste *plot*.

Por fim, o Canavial (Figura 12d) também apresentou uma sobreposição de polígonos, e é possível observar que o T2 foi a amostragem com maior variabilidade, ou seja, neste *plot* a variabilidade abiótica aumentou e depois sofreu uma redução. A PERMANOVA mostrou-se significativa ($F = 5,43$; $p = 0,0009$). A PERMDISP não apresentou significância ($F = 0,95$; p

= 0,434), e a comparação par-a-par indica que as diferenças apresentadas não foram significativas.

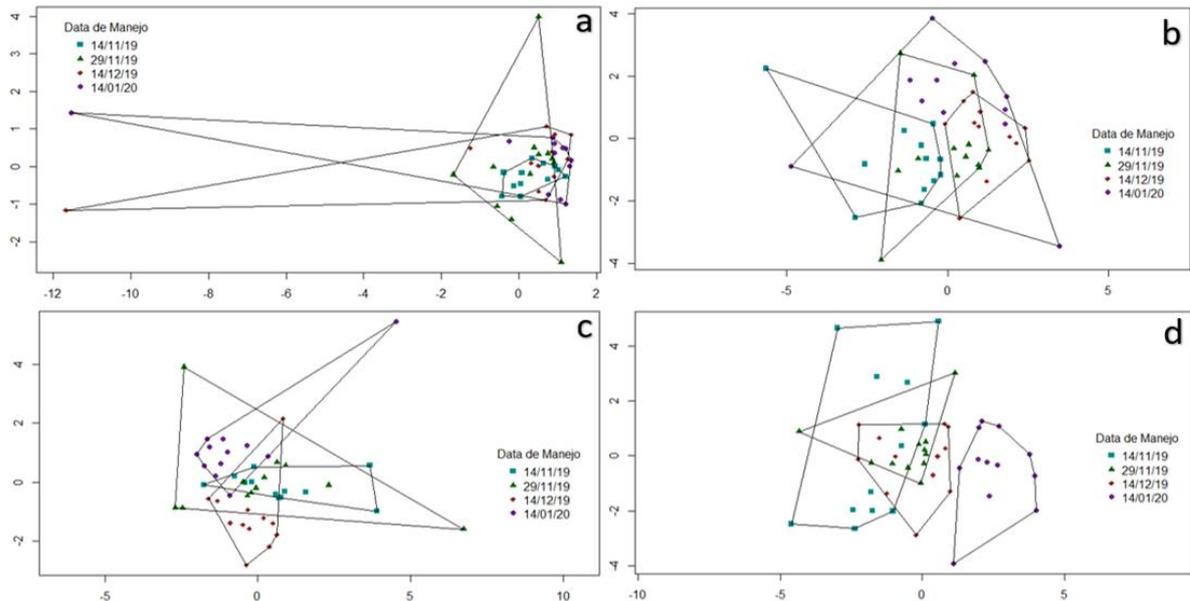


Figura 12: Análises de Escalonamento Multidimensional Não-Métrica com polígonos comparando as características físico-químicas dos microcosmos experimentais em: (a) Floresta, (b) Pastagem Extensiva, (c) Pastagem Intensiva e (d) Canavial. T1 (14/11/19, quadrado verde-água); T2 (29/11/19, triângulo verde escuro); T3 (14/12/19, losango bordô); T4 – (14/01/20, círculo roxo).

c) Padrões de associação entre variáveis físico-químicas

Globalmente, alguns padrões de associação entre variáveis físico-químicas emergem. As variáveis pH, temperatura e oxigênio dissolvido apresentaram os mesmos padrões, tanto nas análises entre tratamentos quanto entre momentos de amostragem (Figuras 9 e 11). O 2,4-D (herbicida) e o fipronil também mostraram associação na maior parte das análises realizadas. A condutividade apresentou associação com fósforo e carbono e, em menor instância, com nitrogênio, à exceção da análise representada na Figura 11b, em que a condutividade se encontra no mesmo eixo cartesiano da turbidez, somente. Os nutrientes, em geral, apresentaram-se agrupados em um mesmo eixo e com vetores de tamanhos semelhantes, indicando concentrações semelhantes destes nutrientes. A profundidade mostrou-se como único parâmetro sem comportamento agregado com variáveis específicas na análise de momentos de amostragem. Já para a análise de tratamentos, a profundidade mostrou-se

associada com a temperatura, exceto para a cana de açúcar, em que a profundidade apresentou correlação com o fipronil, e estas variáveis mostraram-se isoladas das demais.

5.2 Efeitos do uso e manejo da terra sobre a composição e estrutura das comunidades fitoplanctônicas

5.2.1 Composição taxonômica e funcional das comunidades fitoplanctônicas

Foram encontradas 72 espécies de UOT's (Unidades Taxonômicas Operacionais) de algas fitoplanctônicas, distribuídas em 16 classes e pertencentes a 8 diferentes filos (Tabela 3), além de duas espécies não identificadas. Destes filos, os mais representativos foram Chlorophyta (31% das espécies), Cyanobacteria (26% das espécies) e Bacillariophyta (19% das espécies). Estas 72 espécies são agrupadas em 21 grupos funcionais (Tabela 3). Tais grupos são caracterizados principalmente por serem de ambientes eutróficos (C, D, M, J, K, Lm, Y, X1), mesotróficos (B, N, X2) e com mistura de camadas (S1, S2, A, B, C, X1, X2). É importante ressaltar que nenhum dos indivíduos visualizados apresentou deformações, nem foram encontradas células que sofreram lise.

Tabela 3: Lista de espécies que colonizaram os microcosmos experimentais, separados por Filo (em negrito e itálico), Classe (sublinhado) e Grupo Funcional (Reynolds, 2002).

Grupo taxonômico	Grupo Funcional
<i>Bacillariophyta</i>	
<u>Bacillariophyceae</u>	
<i>Achnantheidium minutissimum</i> (Kützing) Czarnecki 1994	MP
<i>Anomoeoneis sphaerophora</i> Pfitzer 1871	MP
<i>Asterionella formosa</i> Hassall 1850	C
<i>Eunotia bilunaris</i> (Ehrenberg) Schaarschmidt 1880	MP
<i>Fragilaria capucina</i> Dèsmazieres var. fragilarioides (Grunow) Ludwig & Flôres,	B
<i>Nitzschia intermedia</i> Hantzsch ex Cleve & Grunow 1880	D
<i>Pinnularia viridis</i> (Nitzsch) Ehrenberg 1843	B
<i>Sellaphora pupula</i> (Kützing) Mereschkovsky 1902	W2

<i>Surirella</i> sp. Turpin, 1828	MP
<i>Synedra goulardii</i> Brébisson ex Cleve & Grunow 1880	D
<i>Synedra ulna</i> (Nitzsch) Ehrenberg 1832	D
Coscinodiscophyceae	
<i>Aulacoseira muzzanensis</i> (F.Meister) Krammer 1991	B
<i>Hydrosera whampoensis</i> (A.F.Schwarz) Deby 1891	A
Mediophyceae	
<i>Cyclotella meneghiniana</i> Kützing 1844	C
Charophyta	
Klebsormidiophyceae	
<i>Elakatothrix gelatinosa</i> Wille 1898	F
Zygnematophyceae	
<i>Cosmarium amoenum</i> Brébisson ex Ralfs 1848	N
<i>Micrasterias denticulata</i> Brébisson ex Ralfs 1848	N
<i>Spirogyra</i> sp. Link, 1820, nom. cons.	X1
<i>Staurodesmus convergens</i> (Ehrenberg ex Ralfs) S.Lillieroth 1950	N
Chlorophyta	
Chlorophyceae	
<i>Ankistrodesmus arcuatus</i> Korshikov 1953	X1
<i>Ankistrodesmus spiralis</i> (W.B. Turner) Lemmermann 1908	X1
<i>Coleastrum proboscideum</i> Bohlin 1896	J
<i>Desmodesmus armatus</i> (Chod.) Hegew. var. <i>armatus</i> , Algal. Stud. 96: 2. 2000.	J
<i>Desmodesmus armatus</i> var. <i>bicaudatus</i> (Guglielmetti) E.H. Hegewald 2000	J
<i>Desmodesmus brasiliensis</i> (Bohlin) E. Hegewald 2000	J
<i>Desmodesmus communis</i> (E. Hegewald) E. Hegewald 2000	J
<i>Desmodesmus lunatus</i> (West & G.S. West) E. Hegewald 2000	J
<i>Gonium pectorale</i> O.F. Müller 1773	S1
<i>Monoraphidium contortum</i> (Thuret) Komárková-Legnerová 1969	X1
<i>Octogoniella sphagnicola</i> Pascher 1930	J
<i>Pectinodesmus pectinatus</i> (Meyen) E. Hegewald, M. Wolf, Al. Keller, Friedl & Krienitz 2010	J
<i>Quadrigula closterioides</i> (Bohlin) Printz 1916	F
<i>Scenedesmus ecornis</i> (Ehrenberg) Chodat 1926	J
<i>Scenedesmus obtusus</i> Meyen 1829	J

<i>Selenastrum bibraianum</i> Reinsch 1866	X1
<i>Tetradesmus bernardii</i> (G.M. Smith) M.J. Wynne 2016	J
<i>Treubaria</i> sp. C. Bernard, 1908	F
Prasinophyceae	
<i>Dioriticamonas biplastidiata</i> (Skvortzov, 1971)	F
Trebouxiophyceae	
<i>Actinastrum hantzschii</i> Lagerheim 1882	J
<i>Oocystis marssonii</i> Lemmermann 1898	F
Ulvophyceae	
<i>Ulotrichopsis</i> sp. Wichmann, 1937	F
Cryptophyta	
Cryptophyceae	
<i>Plagioselmis lacustris</i> (Pascher & Ruttner) Javornicky 2001	X2
Cyanobacteria	
Cyanophyceae	
<i>Anabaenopsis cunningtonii</i> W.R. Taylor 1932	H1
<i>Anagnostidinema amphibium</i> (C. Agardh ex Gomont) Strunecký, Bohunická, J.R. Johansen & J. Komárek 2017	S1
<i>Arthrospira platensis</i> Gomont 1892	S1
<i>Dolichospermum solitarium</i> (Klebahn) Wacklin, L. Hoffmann & Komárek 2009	H1
<i>Geitlerinema splendidum</i> (Greville ex Gomont) Anagnostidis 1989	P
<i>Komvophoron schmidlei</i> (Jaag) Anagnostidis & Komárek 1988	S1
<i>Limnothrix</i> sp. M.-E. Meffert, 1988	S1
<i>Merismopedia punctata</i> Meyen, nom. illeg. 1839	Lo
<i>Microcystis botrys</i> Teiling 1942	M
<i>Microcystis brasiliensis</i> (De Azevedo & C.L. Sant' Anna) Rigonato et al., nom. inval. 2017	M
<i>Microcystis smithii</i> Komárek & Anagnostidis 1995	M
<i>Oscillatoria limosa</i> C. Agardh ex Gomont 1892	MP
<i>Planktothrix agardhii</i> (Gomont) Anagnostidis & Komárek 1988	S1
<i>Pseudanabaena catenata</i> Lauterborn 1915	MP
<i>Pseudanabaena galeata</i> Böcher 1949	MP
<i>Pseudanabaena limnetica</i> (Lemmermann) Komárek 1974	MP
<i>Rhabdoderma sancti-pauli</i> Azevedo, Sant'Anna, Senna, Komárek & Komárková	K

2003

<i>Synechococcus nidulans</i> (Pringsheim) Komárek 1970	K
<i>Trichodesmium</i> sp. Ehrenberg ex Gomont, 1892	H1

Euglenozoa

Euglenophyceae

<i>Euglena</i> sp. Ehrenberg, 1830	W1
------------------------------------	----

Peranemea

<i>Distigma curvatum</i> E.G. Pringsheim 1936	W1
---	----

Miozoa

Dinophyceae

<i>Gymnodinium</i> sp. F. Stein, 1878	Y
<i>Gymnodinium fuscum</i> (Ehrenberg) F. Stein 1878	Y
<i>Hemidinium nasutum</i> F. Stein, 1878	Lm
<i>Peridinium</i> sp. Ehrenberg, 1830	Lo
<i>Phytodinium simplex</i> f. <i>minus</i> C.E.M. Bicudo & Skvortsov 1968	Lo
<i>Protoperidinium</i> cf. <i>subsphaericum</i> (Balech) Balech 1974	Lo
<i>Protoperidinium excentricum</i> (Paulsen) Balech 1974	Lo

Ochrophyta

Crysophyceae

<i>Synura sphagnicola</i> (Korshikov) Korshikov 1929	W
--	---

Xanthophyceae

<i>Monodus</i> sp. Chodat 1913	W1
--------------------------------	----

5.2.2 Abordagem taxonômica

Análises de escalonamento multidimensional não-métrico (nMDS) foram realizadas a fim de detectar padrões na composição e estrutura das comunidades fitoplanctônicas em função do uso e manejo da terra. Relembrando que houve uma priorização de amostras a serem analisadas para comunidades fitoplanctônicas, nesta seção serão comparadas (i) as comunidades fitoplanctônicas dos microcosmos inseridos nos quatro tratamentos nos momentos inicial (T1) e final (T4) do experimento, e (ii) o desenvolvimento temporal completo (T1, T2, T3 e T4) das comunidades fitoplanctônicas dos microcosmos inseridos no canal, onde o manejo da terra foi mais complexo. Tais análises foram realizadas para as

métricas de presença-e-ausência (a), que reflete exclusivamente a composição das comunidades, e a abundância de cada um dos taxa (b), que reflete tanto a composição quanto a estrutura das comunidades.

a) Comparação entre tratamentos

A análise de PERMANOVA para dados de abundância mostrou-se significativa para todos os fatores: tratamento ($F = 2,67$; $p = 0,008$); tempo ($F = 3,38$; $p = 0,002$) e tratamento X tempo ($F = 1,96$; $p = 0,017$). Para dados de presença-e-ausência, o mesmo padrão foi encontrado, ou seja, valores significativos foram encontrados para tratamento ($F = 3,03$; $p = 0,00009$), tempo ($F = 8,3$; $p = 0,00009$) e tratamento X tempo ($F = 5,12$; $p = 0,00009$). Pode-se, portanto, afirmar que a composição e estrutura da comunidade fitoplanctônica foi afetada por todos os aspectos analisados.

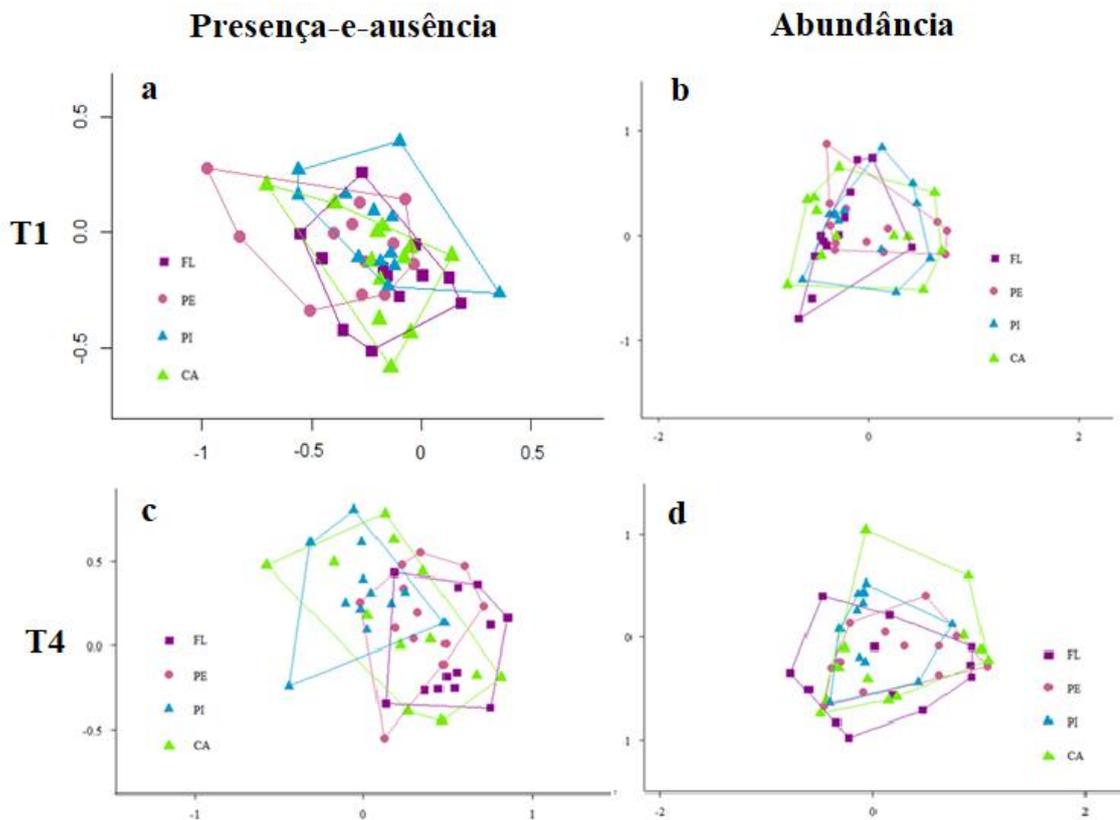


Figura 13: Análises de Escalonamento Multidimensional Não-Métrica comparando a composição e estrutura das comunidades fitoplanctônicas dos microcosmos experimentais em T1 (acima) e T4 (abaixo). (a), (c) Presença-e-ausência; (b), (d) Abundância.

As análises de nMDS apresentadas na Figura 13b sugerem a ausência de diferenças contrastantes na composição da comunidade para a primeira coleta para ambas as análises performadas. A fim de corroborar se houve diferença entre os tratamentos, uma PERMANOVA com valores de abundância foi realizada, e tal análise trouxe como resultado uma diferença significativa somente entre PE e CA no tempo 1 (Tabela 4).

As análises de nMDS apresentadas na Figura 13d sugerem não haver nenhuma diferença contrastante na distribuição de espécies na última coleta, tanto em análise de abundância quanto em presença-e-ausência. A variação na análise foi baixa, e apresentou a mesma faixa de variação para ambos os critérios de análise. Já a análise de PERMANOVA para abundância demonstrou que a comunidade da Floresta se diferenciou significativamente das comunidades encontradas nos outros tratamentos (Tabela 4).

Tabela 4: Resultados de PERMANOVAs comparando dados de abundâncias de espécies entre pares de tratamentos nos tempos 1 e 4. O número de graus de liberdade é 1, e diferenças significativas foram sinalizadas por * $0,01 < p < 0,05$ e ** $p < 0,01$.

		<i>F</i>	<i>R</i> ²	<i>p</i> -valor
<i>T1</i>	PE-PI	2,01	0,084	0,07
	PE-CA	2,80	0,11	0,015*
	PE-FL	2,21	0,09	0,066
	PI-CA	1,35	0,06	0,24
	PI-FL	1,57	0,07	0,17
	CA-FL	1,61	0,07	0,14
<i>T4</i>	PE-PI	1,31	0,06	0,23
	PE-CA	0,70	0,03	0,62
	PE-FL	5,13	0,19	3e-04**
	PI-CA	1,11	0,05	0,33
	PI-FL	4,47	0,17	0,005**
	CA-FL	4,35	0,17	0,002**

Para os dados de presença-e-ausência (Figuras 13 a e c), também foram realizadas análises de PERMANOVA, no qual nota-se que houve uma diferenciação de FL em relação aos tratamentos PE e PI, além de diferenças significativas entre os pares PE e CA em T1. Para T4 quanto para a comparação entre início e fim do experimento, observou-se diferenças

significativas entre todos os pares. Ou seja, houve diferença na estrutura das comunidades ao final do experimento (Tabela 5).

Tabela 5: Resultados de PERMANOVAs comparando dados de presença-e-ausência de espécies entre pares de tratamentos nos tempos 1, 4 e tempo 1 x tempo 4. O número de graus de liberdade é 1, e diferenças significativas foram sinalizadas por * $0,01 < p < 0,05$ e ** $p < 0,01$.

		<i>F</i>	<i>R</i> ²	<i>p</i> -valor
<i>T1</i>	PE-PI	1,94	0,081	0,06
	PE-CA	2,80	0,11	0,013*
	PE-FL	4,49	0,17	0,0004**
	PI-CA	0,84	0,04	0,56
	PI-FL	3,42	0,13	0,002**
	CA-FL	2,08	0,09	0,06
<i>T4</i>	PE-PI	2,68	0,11	0,009**
	PE-CA	2,91	0,12	0,007**
	PE-FL	6,24	0,22	9.9e-05**
	PI-CA	2,72	0,11	0,007**
	PI-FL	4,14	0,16	3e-04**
	CA-FL	4,21	0,16	0,0008**

b) Comparação entre início e fim do experimento para tratamentos

Ao se analisar a diferença entre as comunidades em cada tratamento, comparando-se o T1 e o T4, nota-se que o único manejo que não resultou em diferenças significativas na trajetória de abundância das comunidades foi o manejo na Pastagem Intensiva (Tabela 6).

Tabela 6: Resultados de PERMANOVAs comparando dados de abundâncias de espécies entre pares de tempo (T1 e T4) para cada tratamento. O número de graus de liberdade é 1, e diferenças significativas foram sinalizadas por * $0,01 < p < 0,05$ e ** $p < 0,01$.

		<i>F</i>	<i>R</i> ²	<i>p</i> -valor
<i>T</i>	PE	5,56	0,20	3e-04**

PI	2,33	0,10	0,067
CA	3,27	0,13	0,013*
FL	3,07	0,12	0,013*

Na comparação pareada para dados de presença-e-ausência, foram observadas diferenças significativas entre todos os pares. Ou seja, houve diferença na trajetória das comunidades ao longo do período de manipulação experimental em todos os *plots* (Tabela 7).

Tabela 7: Resultados de PERMANOVAs comparando dados de presença-e-ausência de espécies entre pares de tempo (T1 e T4) para cada tratamento. O número de graus de liberdade é 1, e diferenças significativas foram sinalizadas por * $0,01 < p < 0,05$ e ** $p < 0,01$.

		<i>F</i>	<i>R</i> ²	<i>p</i> -valor
T1X4	PE	10	0,31	9.9e-05**
	PI	7,79	0,26	9.9e-05**
	CA	6,27	0,22	9.9e-05**
	FL	8,19	0,27	9.9e-05**

c) Comparação entre os quatro momentos de amostragem para o tratamento de canavial

Na Figura 14 podemos observar que as análises de nMDS também não apresentaram diferenças contrastantes entre os diferentes tempos de amostragem, tanto para valores de presença-e-ausência (a) quanto para valores de abundância (b). Porém, na Figura 14a é possível observar que, nos Tempos 1 e 2, os polígonos são menores, e nos Tempos 3 e 4 os polígonos apresentam tamanhos maiores do que nas duas primeiras coletas, o que indica aumento na variabilidade da composição de espécies em um gradiente temporal. Apesar disso, a sobreposição dos polígonos indica que muito da composição se manteve, e que não houve grandes mudanças na comunidade ao longo do tempo. Uma PERMANOVA foi realizada, e não foram encontradas diferenças significativas para dados de abundância nos mesocosmos do Canavial ao longo do tempo ($F = 1,16$; $p = 0,28$). Já em relação aos dados de presença-e-ausência, a PERMANOVA mostrou-se significativa ($F = 3,25$; $p = 0,00009$).

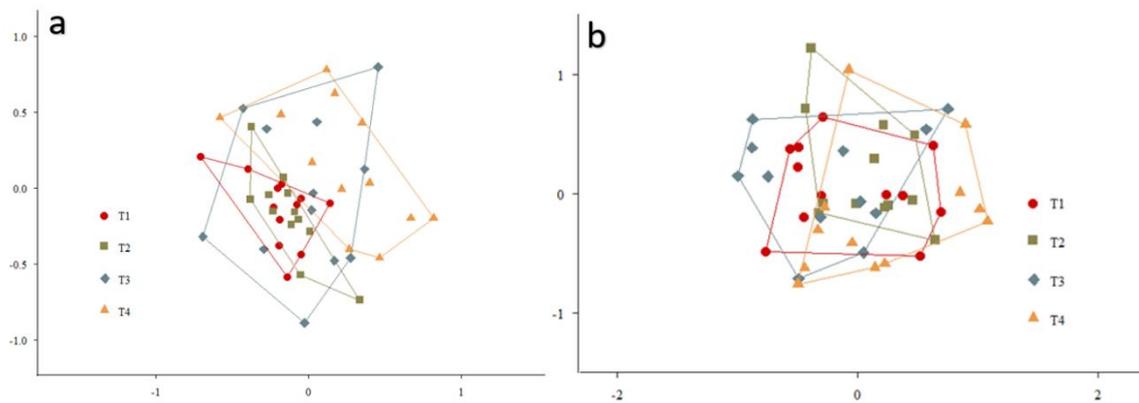


Figura 14: Análises de Escalonamento Multidimensional Não-Métrico com polígonos comparando a composição e estrutura das comunidades dos microcosmos experimentais do Canavial. (a) Presença-e-ausência; (b) Abundância.

A diferença no tamanho dos polígonos e a sobreposição parcial, representada através da análise de nMDS (Figura 14a), é corroborada na análise de PERMANOVA para os dados de presença-e-ausência, em que foram encontradas diferenças significativas entre os pares T1 e T3 e uma diferenciação de T4 em relação aos demais momentos de amostragem (Tabela 8). Há, portanto, uma diferença na estrutura da comunidade ao final do manejo realizado no Canavial. Um resultado curioso a ser notado é que, apesar de haver diferenças significativas entre os pares T1 e T3, o mesmo não se observa para os pares T2 e T3.

Tabela 8: Resultados de PERMANOVAs para dados de presença-e-ausência entre pares de tempo de coleta no *plot* de Canavial. O número de graus de liberdade é 1, e diferenças significativas foram sinalizadas por $*0,01 < p < 0,05$ e $**p < 0,01$.

		<i>F</i>	<i>R</i> ²	<i>p</i> -valor
<i>CANA</i>	T1-T2	0,84	0,04	0,58
	T1-T3	3,19	0,13	0,006*
	T1-T4	6,27	0,22	9,9e-05**
	T2-T3	1,11	0,05	0,39
	T2-T4	4,57	0,17	2e-04**
	T3-T4	3,31	0,13	0,002**

5.2.3 Abordagem funcional

a) Comparação entre tratamentos

Para a análise de grupos funcionais, e considerando os dados de abundância, tratamento ($F = 3,35$; $p = 0,022$) e interação ($F = 2,16$; $p = 0,0017^*$) mostraram-se significativo, mas não tempo ($F = 1,47$; $p = 0,12$). Para os dados de presença-e-ausência, todos os fatores mostraram-se significativos: tratamento ($F = 2,8$; $p = 0,0009$); tempo ($F = 11,7$; $p = 0,00009$); tratamento X tempo ($F = 4,53$; $p = 0,00009$).

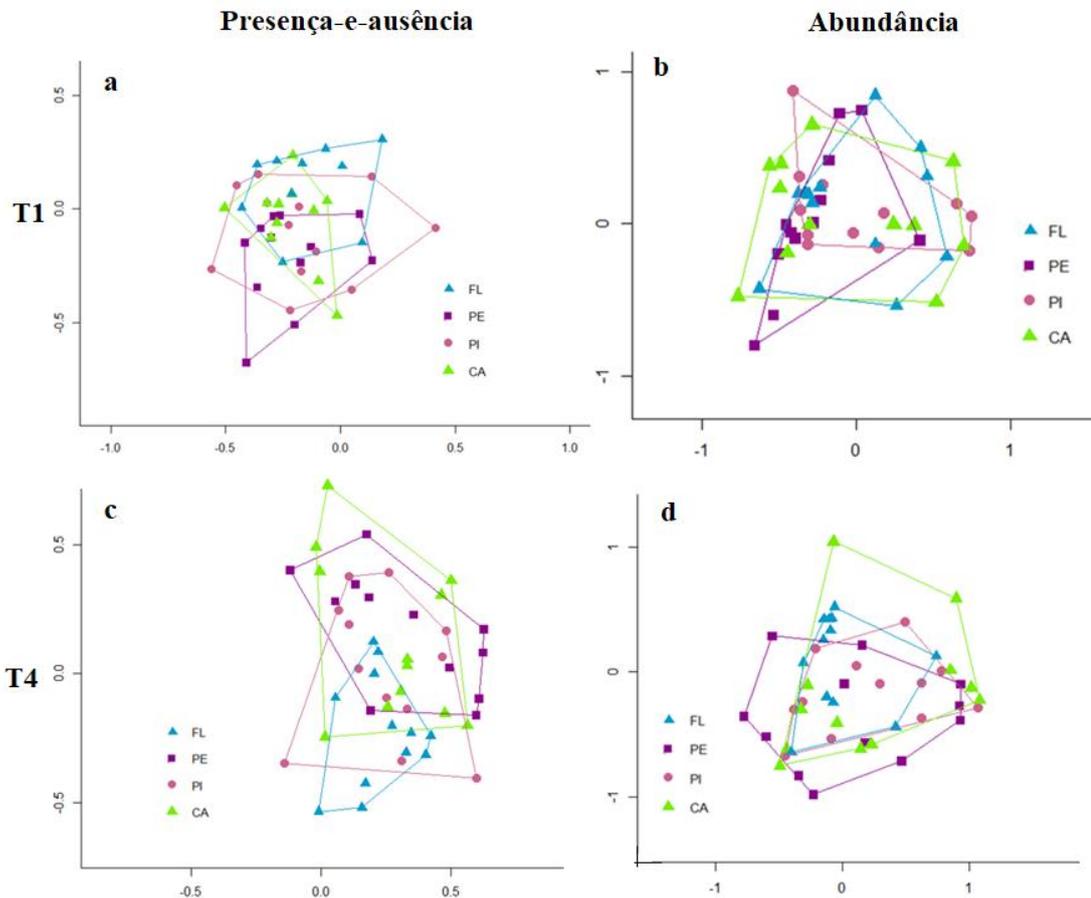


Figura 15: Análises de Escalonamento Multidimensional Não-Métrico para grupos funcionais com polígonos comparando a composição e estrutura de comunidades dos microcosmos experimentais em T1 e T4. (a), (c) Presença-e-ausência; (b), (d) Abundância.

Para a variação no uso da terra no Tempo 1 (Figuras 15 a e b), podemos observar que não há diferença visual entre os tratamentos, para ambas as análises. Na análise de PERMANOVA para valores de abundância, somente o par PE e CA apresentou um valor de

diferença significativa (Tabela 9). Para os dados de presença-e-ausência (Tabela 10), é possível notar que os microcosmos de PE se diferenciaram dos de CA e FL, e também houve diferença entre os pares PI e FL.

Tabela 9: Resultados de PERMANOVAs comparando abundâncias de grupos funcionais entre pares de tratamentos nos tempos 1, 4 e tempo 1 x tempo 4. O número de graus de liberdade é 1, e diferenças significativas foram sinalizadas por * $0,01 < p < 0,05$ e ** $p < 0,01$.

		<i>F</i>	<i>R</i> ²	<i>p</i> -valor
<i>T1</i>	PE-PI	2,01	0,08	0,068
	PE-CA	2,80	0,11	0,013*
	PE-FL	2,21	0,09	0,062
	PI-CA	1,35	0,06	0,23
	PI-FL	1,57	0,07	0,167
	CA-FL	1,61	0,07	0,152
<i>T4</i>	PE-PI	1,31	0,06	0,240
	PE-CA	0,70	0,03	0,622
	PE-FL	5,13	0,19	4e-04**
	PI-CA	1,11	0,05	0,33
	PI-FL	4,47	0,169	0,004**
	CA-FL	4,35	0,17	0,004**

Para a análise de variação entre tratamentos no Tempo 4 (Figura 15) podemos observar um aumento no tamanho dos polígonos. Porém, na análise estatística, somente Floresta diferenciou-se significativamente, tanto para presença-e-ausência (a) quanto para abundância (b). Ou seja, é possível afirmar que os mesocosmos localizados na Floresta diferenciaram-se quanto sua composição e estrutura em relação aos mesocosmos dos demais tratamentos (Tabelas 9 e 10). Ademais, outro fato a se ressaltar é a diferença de escala do eixo 2 (eixo X) de ambos os gráficos. Para dados de presença-e-ausência (Tabela 10) também houve diferenciação entre os pares PE e PI.

Tabela 10: Resultados de PERMANOVAs comparando dados de presença-e-ausência de grupos funcionais entre pares de tratamentos nos tempos 1, 4 e tempo 1 x tempo 4. O número de graus de liberdade é 1, e diferenças significativas foram sinalizadas por * $0,01 < p < 0,05$ e ** $p < 0,01$.

		<i>F</i>	<i>R</i> ²	<i>p</i> -valor
<i>T1</i>	PE-PI	2,29	0,094	0,07
	PE-CA	2,96	0,12	0,03*
	PE-FL	7,37	0,25	2e-04**
	PI-CA	0,28	0,013	0,83
	PI-FL	2,66	0,11	0,05*
	CA-FL	1,69	0,07	0,19
<i>T4</i>	PE-PI	2,69	0,11	0,04*
	PE-CA	2,32	0,10	0,08
	PE-FL	6,59	0,23	2e-04**
	PI-CA	1,08	0,05	0,40
	PI-FL	3,56	0,14	0,006**
	CA-FL	6,10	0,22	5e-04**

b) Comparação entre início e fim do experimento para tratamentos

Uma análise de PERMANOVA de comparação entre os Tempos 1 e 4 foi realizada para saber se os tratamentos sofreram modificações significativas durante o processo de manipulação do uso da terra. Como é possível ser observado na Tabela 11, somente o tratamento Pastagem Intensiva não teve diferença significativa entre os pares de Tempo 1 e 4. As comunidades inseridas nos demais tratamentos sofreram mudanças em suas composições ao longo do experimento.

Tabela 11: Resultados de PERMANOVAs comparando dados de abundâncias de espécies entre pares de tempo (T1 e T4) para cada tratamento. O número de graus de liberdade é 1, e diferenças significativas foram sinalizadas por * $0,01 < p < 0,05$ e ** $p < 0,01$.

		<i>F</i>	<i>R</i> ²	<i>p</i> -valor
<i>T1XT4</i>	PE	5,56	0,20	2e-04**
	PI	2,33	0,10	0,069
	CA	3,27	0,13	0,016*
	FL	3,07	0,122	0,015*

Na comparação entre início e fim de experimento, é possível notar que houve uma diferenciação para todos os tratamentos (Tabela 12). Ou seja, a estrutura das comunidades mudou após o experimento para todos os tratamentos analisados.

Tabela 12: Resultados de PERMANOVAs comparando dados de presença-e-ausência de espécies entre pares de tempo (T1 e T4) para cada tratamento. O número de graus de liberdade é 1, e diferenças significativas foram sinalizadas por ** $p < 0,01$.

		<i>F</i>	<i>R</i> ²	<i>p</i> -valor
<i>T1XT4</i>	PE	16,8	0,43	9.9e-05**
	PI	4,76	0,18	0,001**
	CA	10,1	0,31	9.9e-05**
	FL	13,4	0,38	9.9e-05**

c) Comparação entre os quatro momentos de amostragem para o tratamento de canavial

Para a análise de momentos de amostragem no Canavial, é possível notar que, no caso da análise de nMDS para presença-e-ausência (Figura 16a), apesar de os tempos estarem sobrepostos, os polígonos dos Tempo 1 e 2 são menores que os dos Tempos 3 e 4, o que indica um aumento da variabilidade na composição das espécies ao longo do tempo. Já na análise de abundância (Figura 16b), não se observa o mesmo: o tamanho similar dos polígonos e sua sobreposição indiciam que não há diferenças evidentes na estrutura das comunidades ao longo do tempo. Uma PERMANOVA global foi realizada a fim de verificar se há diferenças significativas ao longo do tempo. Para os dados de presença-e-ausência, o p-

valor mostrou-se significativo ($F = 5,48$; $p = 0,00009$). Para os dados de abundância, não foi encontrado valor significativo ($F = 1,47$; $p = 0,11$).

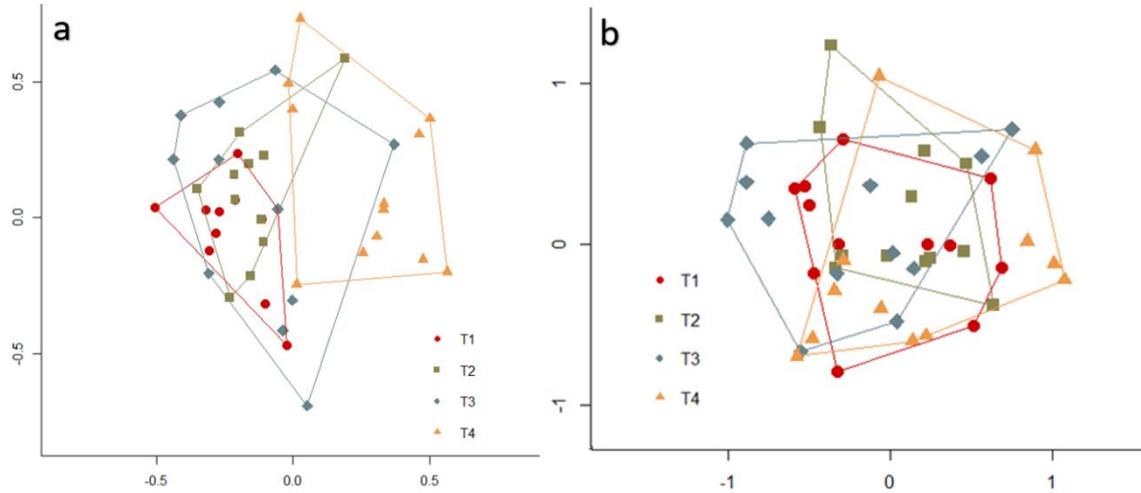


Figura 16: Análises de Escalonamento Multidimensional Não-Métrico com polígonos comparando as composição e estrutura das comunidades dos microcosmos experimentais no *plot* Canavial. (a) Presença-e-ausência; (b) Abundância.

A fim de identificar os pares de tempos com diferenças significativas, análises de PERMANOVA par-a-par foram realizadas e estão resumidas na Tabela 13. Nela, é possível observar que houve diferença entre T4 e os demais momentos de amostragem, além de também ter sido detectada uma diferença significativa entre o par T1 e T3. Tais resultados foram semelhantes aos encontrados previamente, ao analisar-se a composição taxonômica das comunidades.

Tabela 13: Resultados de PERMANOVAs para dados de presença-e-ausência entre pares de tempo de coleta no *plot* de Canavial. O número de graus de liberdade é 1, e diferenças significativas foram sinalizadas por $*0,01 < p < 0,05$ e $**p < 0,01$.

		<i>F</i>	<i>R</i> ²	<i>p</i> -valor
<i>CANA</i>	T1-T2	0,88	0,04	0,48
	T1-T3	3,37	0,13	0,01*
	T1-T4	10,09	0,31	9,9e-05**
	T2-T3	1,72	0,07	0,18
	T2-T4	7,16	0,25	9,9e-05**
	T3-T4	8,01	0,27	4e-04**

5.3 Intensificação no uso da terra e a homogeneização de comunidades fitoplanctônicas

5.3.1 – Abordagem taxonômica

a) Diversidade beta

A fim de testar se a intensificação do uso da terra causa homogeneização da biota, foram realizadas análises de beta-diversidade para as metacomunidades (ou seja, entre as caixas pertencentes a cada trinca). Estão representados nas Figuras 17 e 18 os valores de beta-diversidade encontrados no início e fim do experimento, e nas Figuras 19 (para tratamentos) e 20 (para canavial), a trajetória da beta-diversidade ao longo do experimento. Encontrar uma diminuição da beta diversidade ao longo do gradiente de intensidade de manejo e ao longo do tempo no Canavial, seria obter resultados consistentes com as hipóteses de homogeneização (H1 e H3 do presente trabalho). As análises performadas, tanto para dados de presença-e-ausência (19 e 20 a) quanto para dados de abundância (19 e 20 b), foram conduzidas no nível da metacomunidade (isto é, trinca de microcosmos).

Para assegurar que, no início do experimento, não haviam diferenças na diversidade beta de trincas em cada tratamento, *boxplots* foram construídos, e análises de ANOVA foram realizadas. Como é possível observar, no início do experimento não haviam diferenças significativas para nenhuma das análises performadas. Portanto, as comunidades tiveram a mesma condição inicial.

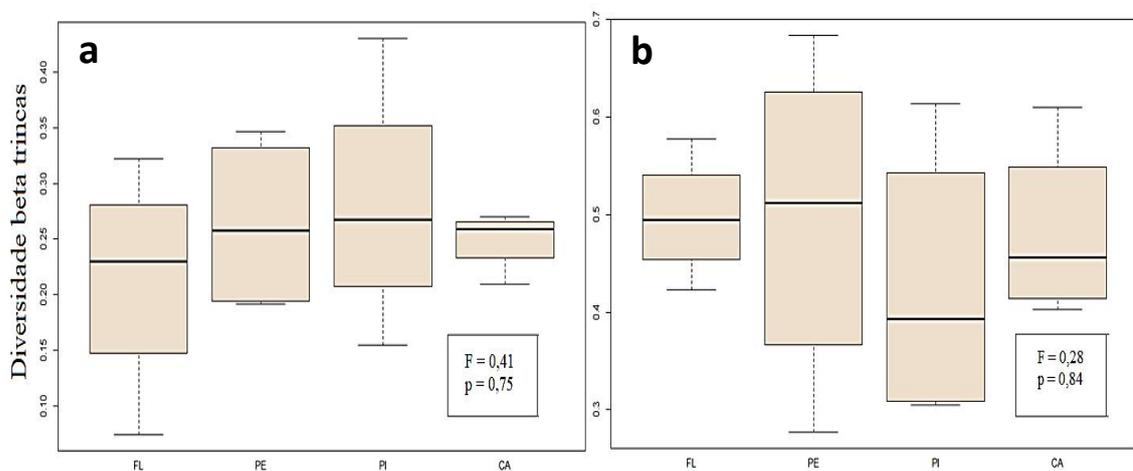


Figura 17: Análises comparativas de beta diversidade entre tratamentos no início do experimento (T1), com valores de ANOVA associados. (a) Presença-e-ausência; (b) Abundância. FL – Floresta; PE – Pastagem Extensiva; PI – Pastagem Intensiva; CA – Canavial.

A fim de detectar se houve diferenças significativas para a diversidade beta nas metacomunidades ao final do experimento, *boxplots* foram construídos e análises de ANOVA, realizadas (Figura 18). Como é possível observar na figura, os resultados de ANOVA (valores nos gráficos) mostraram-se marginalmente significativos para ambas as análises. Para dados de presença-e-ausência (Figura 18a), nota-se um aumento de diversidade beta com a intensificação do uso da terra. Para os dados de abundância (Figura 18b), a diversidade beta na Floresta é menor que a dos outros *plots*, e o Canavial apresentou valores mais amplos de β -diversidade do que os demais tratamentos.

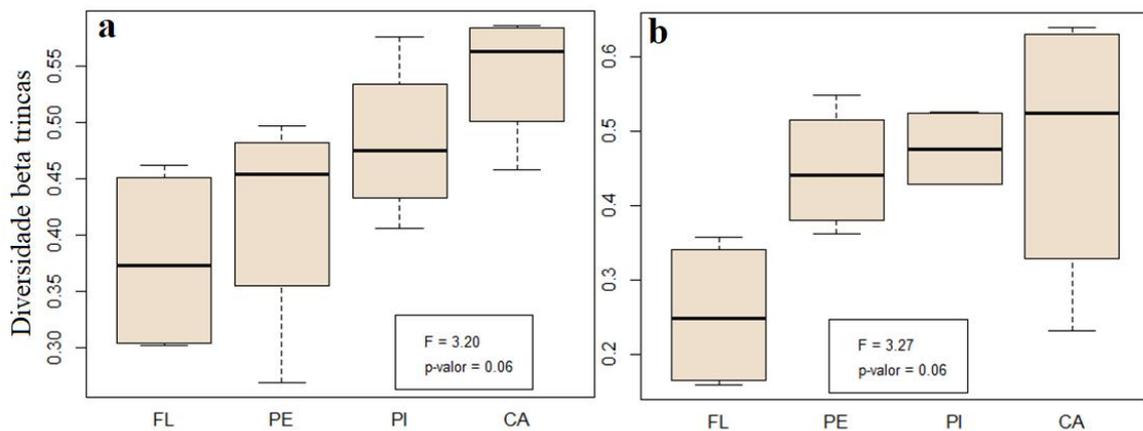


Figura 18: Análises comparativas de beta diversidade entre tratamentos ao fim do experimento (T4), com valores de ANOVA associados. (a) Presença-e-ausência; (b) Abundância. FL – Floresta; PE – Pastagem Extensiva; PI – Pastagem Intensiva; CA – Canavial.

b) Tendências temporais da beta-diversidade

Considerando as metacomunidades (i.e., trincas) individualmente para a análise de tratamentos, pôde-se notar que não há um padrão claro de redução ou aumento da β -diversidade, tanto para a análise de presença-e-ausência quanto para a de abundância (Figura 19). Tomando como exemplo os dados de presença-e-ausência, duas trincas de floresta apresentaram tendência de aumento e duas de diminuição de diversidade beta; uma das trincas de pastagem extensiva apresentou tendência de aumento e três de diminuição de diversidade beta; e, tanto para a pastagem intensiva como para o canavial três trincas apresentaram

tendência de aumento de diversidade beta e uma de diminuição. Resultados ainda mais fortes foram observados para dados de abundância: em FL houve 1 trinca com aumento; em PE 2 trincas com aumento; em CA 3 trincas tiveram aumento de beta diversidade; e em PI, todas as trincas tiveram seus valores de diversidade beta aumentados.

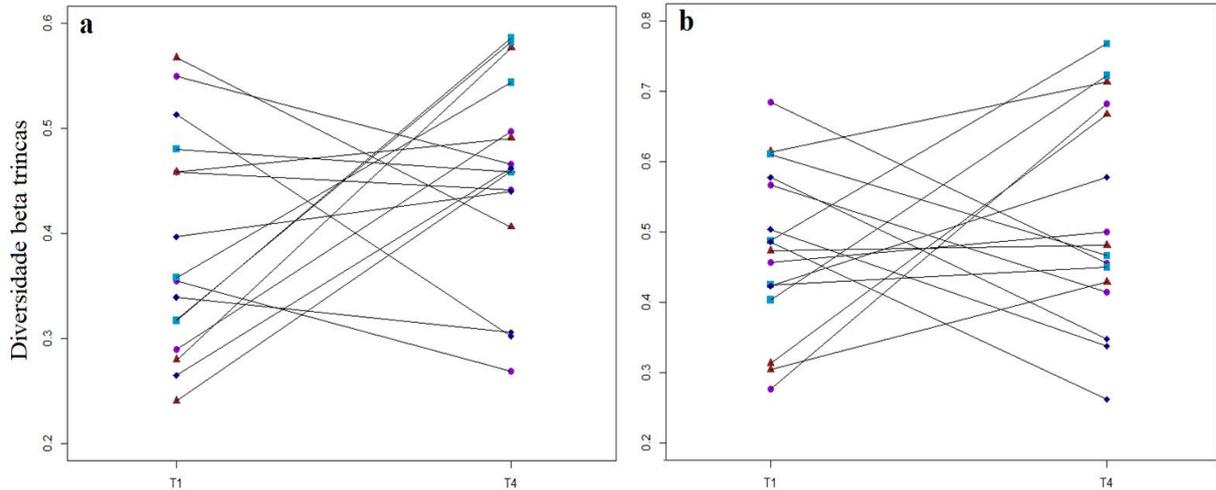


Figura 19: Análises de beta diversidade por tratamento nos tempos de coleta analisados (T1 e T4). (a) Presença-e-ausência; (b) Abundância. PE – Pastagem Extensiva (círculo roxo); PI – Pastagem Intensiva (triângulo vinho); CA – Canavial (quadrado verde água); FL – Floresta (losango azul marinho).

Para a análise dos microcosmos presentes no canavial, também é possível observar a padrões diferenciados no trajeto da beta diversidade para as trincas, com trincas apresentando aumento seguido de diminuição de β -diversidade e trincas apresentando padrões inversos (redução seguido de aumento). Não houve, portanto, um padrão similar entre trincas (Figura 20). É possível observar, no entanto, que em geral, o comportamento da variação de diversidade beta foi similar para presença-e-ausência (a) e abundância (b), tendo a maior diferença de padrão sido encontrada no T3 de amostragem, onde em (b) é possível notar uma proximidade de valores de diversidade beta entre todas as trincas, enquanto em (a) os pontos estão bem distantes, mostrando comportamentos diferentes entre os tempos e valores distintos.

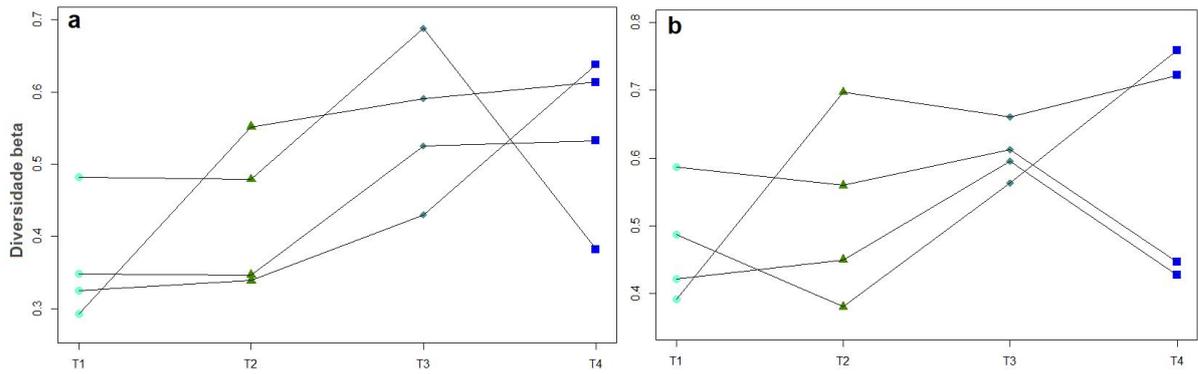


Figura 20: Análises de beta diversidade por momento de amostragem para Canavial. (a) Presença-e-ausência; (b) Abundância. T1 (14/11/19, círculo verde-água); T2 (29/11/19, triângulo verde); T3 (14/12/19, losango cinza); T4 (14/01/20, quadrado azul). Cada linha representa a trajetória da diversidade beta de uma trinca.

Por fim, para verificar se houve diferenças significativas na trajetória da beta-diversidade para as metacomunidades pertencentes ao tratamento Canavial, *boxplots* e análises de PERMANOVA foram executadas (Figura 21). Como é possível observar, as diferenças entre momentos de amostragem não foram significativas para ambas as análises. Portanto, o manejo da terra não causou alterações na beta-diversidade das metacomunidades presente no Canavial.

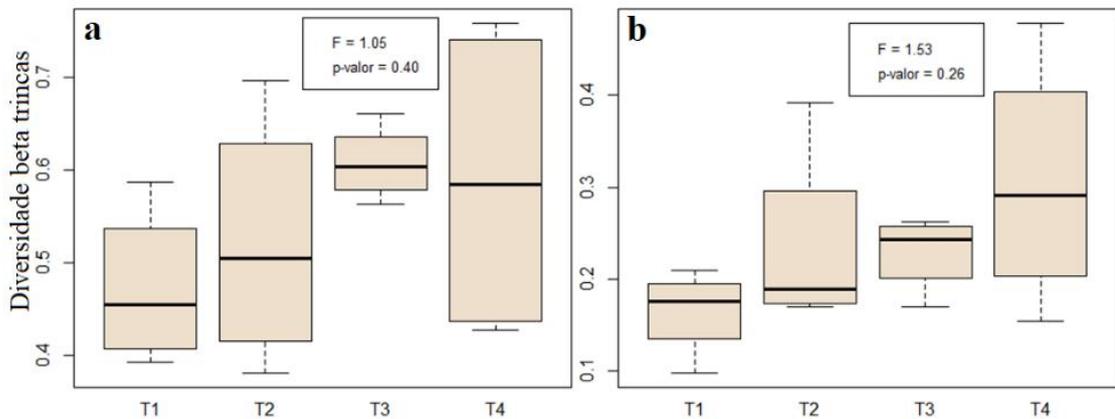


Figura 21: Análises comparativas de beta diversidade entre momentos de amostragem para o *plot* Canavial, com valores de ANOVA associados. (a) Presença-e-ausência; (b) Abundância. T1 – Tempo 1 (14/11/19); T2 – Tempo 2 (29/11/19); T3 – Tempo 3 (14/12/19); T4 – Tempo 4 (14/01/20).

c) Diversidade beta em função da variabilidade ambiental

Usei um modelo linear foi construído para verificar a relação entre variabilidade ambiental e diversidade beta de espécies dentro de cada metacomunidade. É possível observar uma relação graficamente positiva em ambos os casos, ou seja, quanto maior a variabilidade

ambiental, maior o valor de diversidade beta associado (Figura 22). A principal diferença entre os resultados é que, para a análise de presença-e-ausência (Figura 22a), o ajuste do modelo não é tão acurado quanto para a análise de abundância (Figura 22b), demonstrado pelo intervalo de confiança no entorno da linha de regressão azul. Isto se deve ao fato de que a relação entre diversidade beta taxonômica e diversidade beta ambiental não é significativa para a análise de presença-e-ausência ($F = 2,83$; $p = 0,12$). Portanto, só é possível afirmar que a diversidade beta aumenta com a variabilidade ambiental para dados de abundância ($F = 3313,3$; $p = <2,2e-16$).

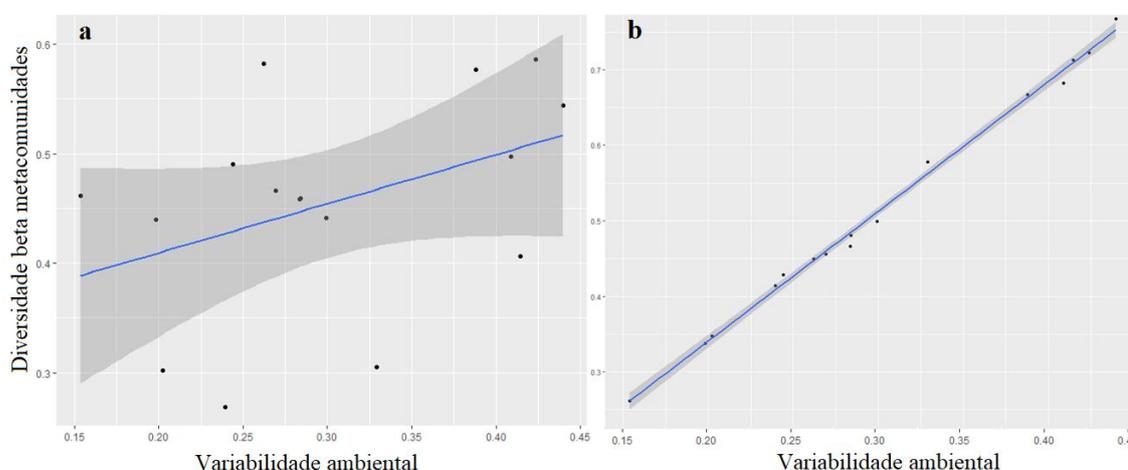


Figura 22: Gráfico de regressão para um modelo linear (LM) de diversidade beta de tratamentos em função da variabilidade ambiental. (a) Presença-e-ausência; (b) Abundância. Valores de variabilidade ambiental e diversidade beta obtidos por análise de PERMDISP, utilizando-se a distância média para os centroides.

d) Diversidade beta em função da condição ambiental

Para entender a relação entre condição ambiental (parâmetros físico-químicos abióticos) e beta-diversidade, foram criados gráficos de regressão, apresentados na figura abaixo (Figura 23). Os valores extraídos são correspondentes aos *loadings* (peso das variáveis) das coordenadas dos eixos PC1 e PC2 de uma ACP realizada para os dados abióticos ao final do experimento (T4; Figura 9d). Uma vez que a diversidade beta é calculada para cada trinca de microcosmos, a condição ambiental no espaço multivariado é calculada na forma da média dos *loadings* dos 3 microcosmos.

Em relação aos dados de presença-e-ausência, é possível notar que não há relação entre os dados abióticos pertencentes ao Eixo 1 da PCA (nutrientes, condutividade, pH, oxigênio dissolvido e temperatura), o que é corroborado com valores não significativos de análise de

regressão ($F = 0,09$; $p = 0,77$). Já para o eixo 2 (Figura 23c), há uma aparente relação negativa, no qual maiores valores de diversidade beta estão associados aos parâmetros de turbidez, profundidade e agroquímicos (2,4-D e Fipronil), e menores valores de beta diversidade estão associados ao pH, OD e temperatura. Porém, a regressão também não se mostrou significativa nesta análise ($F = 2,81$; $p = 0,12$).

Para os dados de abundância, houve uma relação graficamente positiva entre diversidade beta e os parâmetros de pH, OD e temperatura (Figura 23b), enquanto os valores de diversidade mostraram-se reduzidos quando associados a nutrientes e condutividade. Porém, não houve relação significativa entre os dados de abundância e os Eixos 1 ($F = 1,64$; $p = 0,22$) e 2 ($F = 0,46$; $p = 0,51$). Portanto, a beta-diversidade não está atrelada a nenhum dos parâmetros físico-químicos destacados.

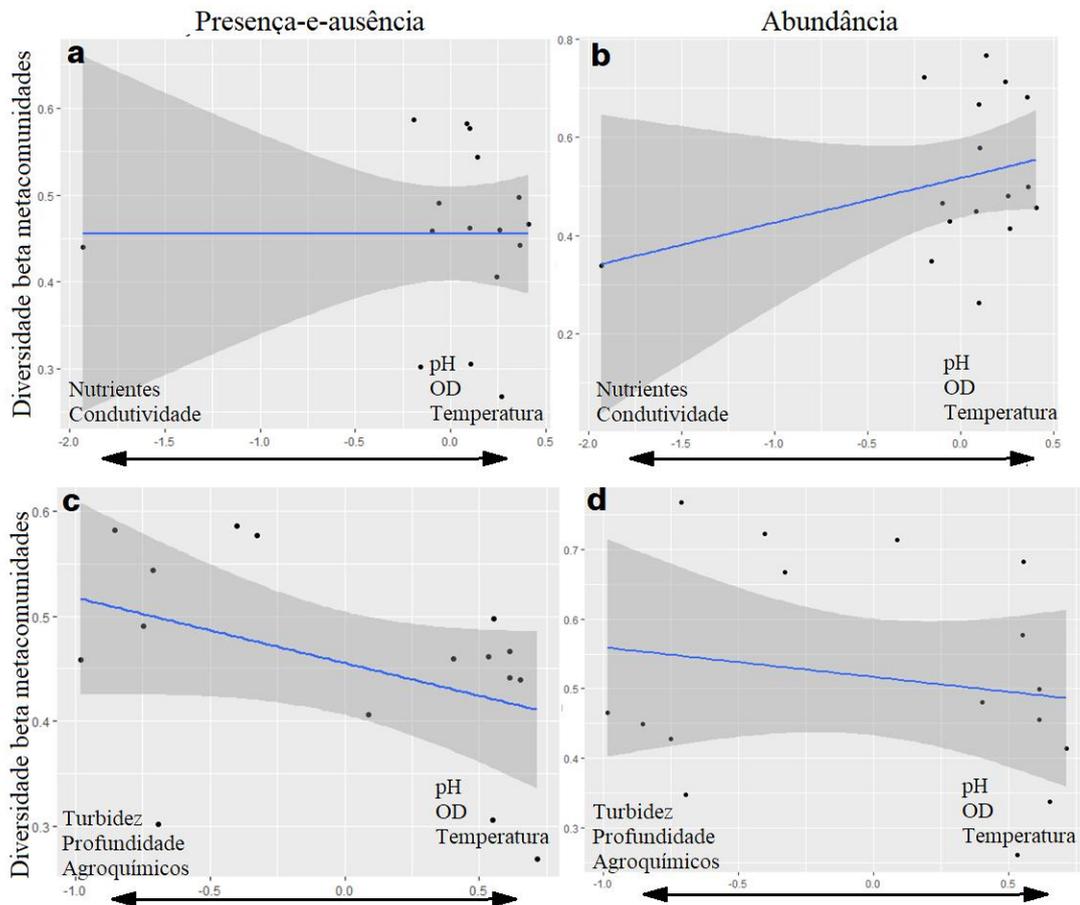


Figura 23: Gráfico de regressão para um modelo linear (LM) de diversidade beta de comunidades de algas em função da condição ambiental (Eixo de ACP: (a) e (b) com o Eixo 1; (c) e (d) com o Eixo 2. (a), (c) Presença-e-ausência; (b), (d) Abundância. Valores de diversidade beta calculados por PERMDISP, utilizando-se a distância média para os centroides em T4. Valores de condição ambiental calculados utilizando-se os valores prévios obtidos nas análises de PCA de T4 (Figura 9d). Os valores de PC1 e PC2 foram extraídos, e foram feitas médias

de cada mesocosmos a fim de agrupá-los em trincas e compará-los com os valores de diversidade beta das metacomunidades.

5.3.2 – Abordagem funcional

a) *Diversidade beta*

Para averiguar se há diferenças nos padrões de diversidade quando utilizadas diferentes abordagens de estudo de comunidades, as mesmas análises realizadas para diversidade taxonômica também foram realizadas para diversidade funcional.

A fim de testificar que, no início do experimento, não haviam diferenças na diversidade beta entre os tratamentos, *boxplots* foram construídos, e análises de ANOVA foram realizadas. Como é possível observar, no início do experimento não haviam diferenças significativas para nenhuma das análises performadas. Portanto, as comunidades tiveram a mesma condição inicial.

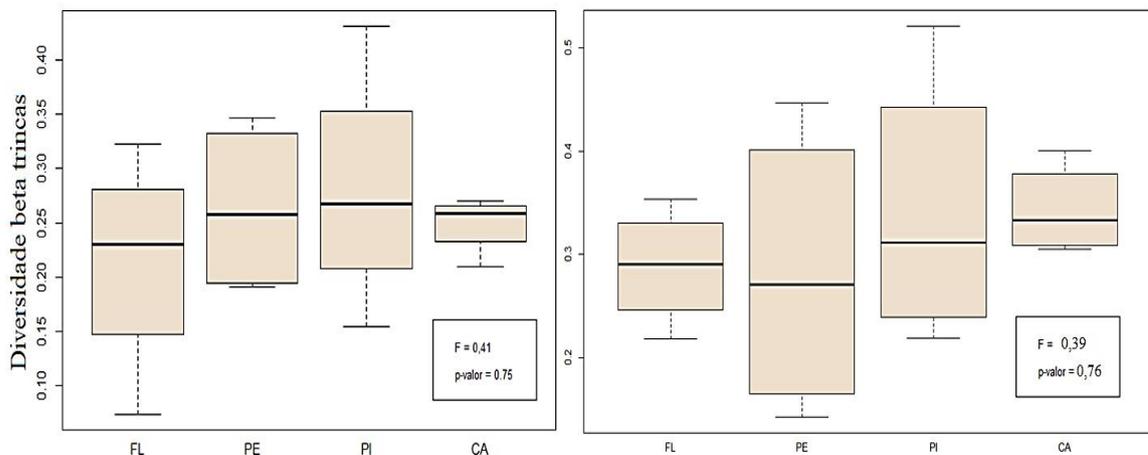


Figura 24: Análises comparativas de beta diversidade funcional entre tratamentos no início do experimento (T1), com valores de ANOVA associados. (a) Presença-e-ausência; (b) Abundância. FL – Floresta; PE – Pastagem Extensiva; PI – Pastagem Intensiva; CA – Canavial.

Para avaliar as diferenças entre tratamentos ao final do experimento, e se tais diferenças foram significativas, *boxplots* foram construídos e análises de ANOVA, realizadas (Figura 25). Como é possível observar na figura, os resultados de ANOVA (valores nos gráficos) mostraram-se marginalmente significativos para a análise de abundância ($F = 3,27$; $p = 0,06$), mas não para os dados de presença-e-ausência ($F = 1,28$; $p = 0,32$). Portanto, ao final do experimento, na abordagem de presença-e-ausência, os tratamentos não tiveram valores

distintos de diversidade beta. Para os dados de abundância, o resultado mostrou-se semelhante ao obtido na análise de diversidade taxonômica, ou seja, o *plot* Canavial teve maior abrangência de valores de beta-diversidade, e a Floresta diferenciou-se dos demais tratamentos (Figura 25b).

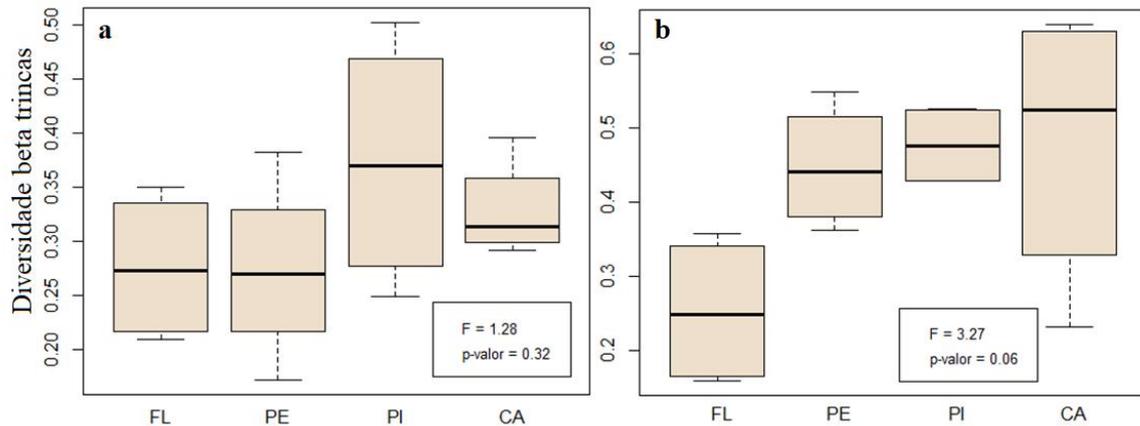


Figura 25: Análises comparativas de beta diversidade funcional entre tratamentos ao fim do experimento (T4), com valores de ANOVA associados. (a) Presença-e-ausência; (b) Abundância. FL – Floresta; PE – Pastagem Extensiva; PI – Pastagem Intensiva; CA – Canavial.

b) Tendências temporais da beta-diversidade

As trincas analisadas para diversidade beta funcional portaram-se de forma semelhante aos relatados para diversidade taxonômica. Em relação aos tratamentos, realizando uma comparação entre início (T1) e fim (T4) do experimento, pôde-se notar que não há um padrão claro de redução ou aumento da β -diversidade, tanto para a análise de presença-e-ausência quanto para a de abundância (Figura 26). Tomando como exemplo os dados de presença-e-ausência, duas trincas de floresta apresentaram tendência de aumento e duas de diminuição de diversidade beta; duas trincas de cana apresentaram tendência de aumento e duas não apresentaram tendência de aumento ou diminuição; e, tanto para a pastagem intensiva como para pastagem extensiva, três trincas apresentaram tendência de aumento de diversidade beta e uma de diminuição. Resultados grosseiramente similares foram observados para análises que incorporaram dados de abundância.

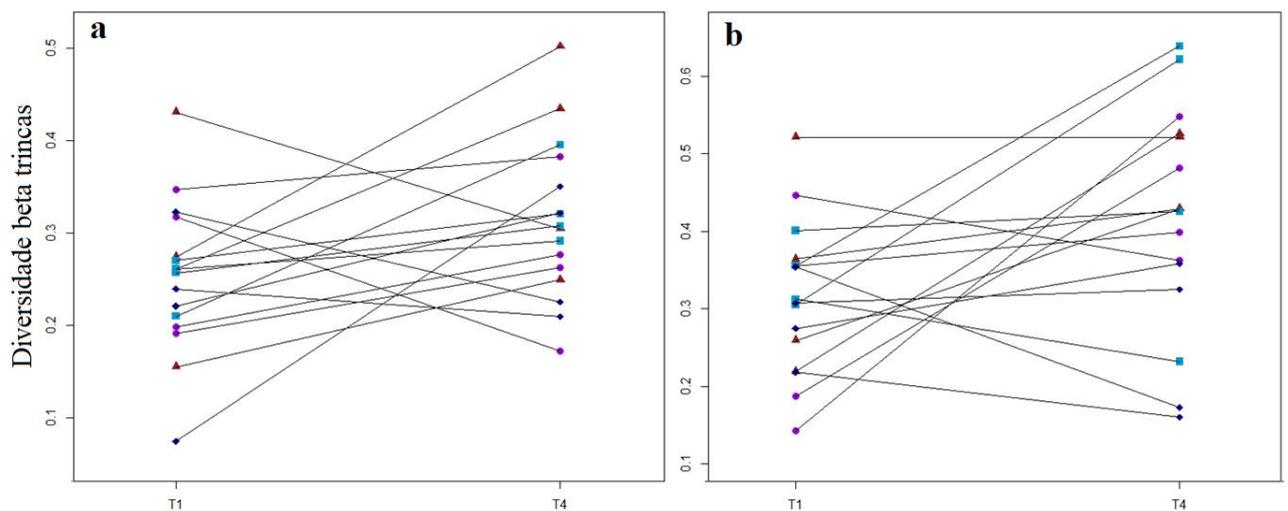


Figura 26: Análises de beta diversidade por tratamento nos tempos de coleta analisados (T1 e T4). (a) Presença-e-ausência; (b) Abundância. PE – Pastagem Extensiva (círculo roxo); PI – Pastagem Intensiva (triângulo vinho); CA – Canavial (quadrado verde água); FL – Floresta (losango azul marinho).

Em relação à cana, pode-se notar que, para o gráfico de presença-e-ausência (Figura 27a) há um padrão de valores de diversidade beta semelhantes, que se diferenciam no Tempo 2, mas nos tempos seguintes tornam a ser similares novamente, apesar dos comportamentos de variação de valores de diversidade beta serem independentes. Já no gráfico de abundância (Figura 27b), há uma grande diferenciação de valores de diversidade beta entre as trincas ao longo das amostragens, e também é possível observar a independência entre as trincas, pois não há um padrão claro de redução ou aumento para todas as trincas.

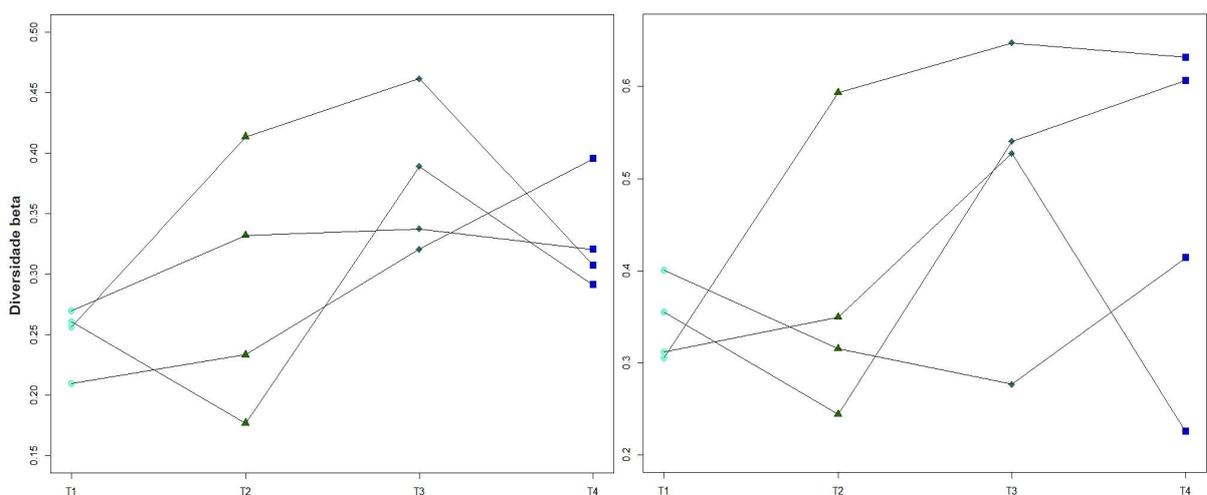


Figura 27: Análises de beta diversidade por momento de amostragem para Canavial. (a) Presença-e-ausência; (b) Abundância. T1 (14/11/19, círculo verde-água); T2 (29/11/19, triângulo verde); T3 (14/12/19, losango cinza); T4 (14/01/20, quadrado azul).

Por fim, a fim de verificar se houve efeito de manejo nas metacomunidades da cana, foram realizados *boxplots* e análises de ANOVA (Figura 28). A análise com dados de presença-e-ausência acusou diferenças significativas: para dados de presença-e-ausência (Figura 28a) foi observado um aumento de diversidade beta ao longo do experimento. As diferenças foram significativas para T3 e T4, em comparação com os momentos de amostragem anteriores, ou seja, os pare T1 e T2 e T3 e T4 possuem valores semelhantes de beta diversidade, e houve mudança na composição dos grupos funcionais do Tempo 2 para o 3. O mesmo não foi observado para dados de abundância, portanto, não houveram mudanças significativas na estrutura das comunidades de grupos funcionais (Figura 28b).

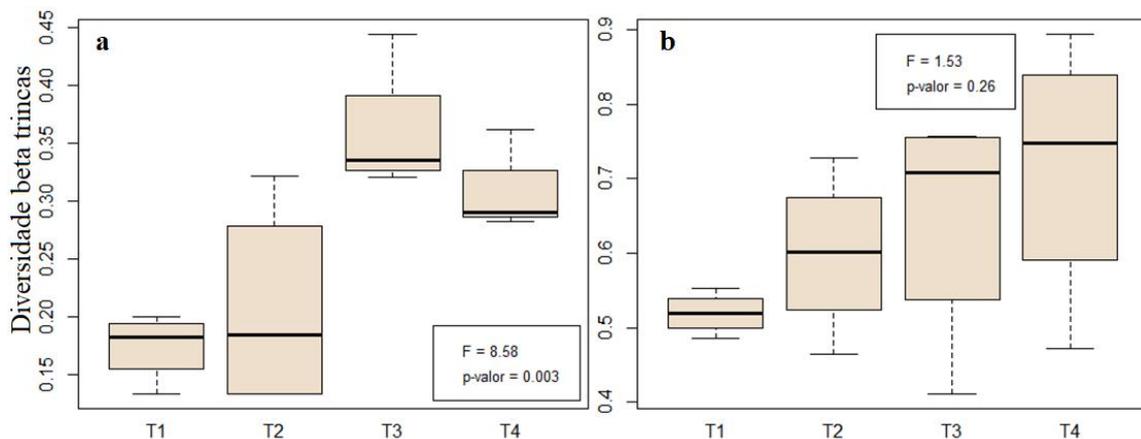


Figura 28: Análises comparativas de beta diversidade entre momentos de amostragem para o *plot* Canavial, com valores de ANOVA associados. (a) Presença-e-ausência; (b) Abundância. T1 – Tempo 1 (14/11/19); T2 – Tempo 2 (29/11/19); T3 – Tempo 3 (14/12/19); T4 – Tempo 4 (14/01/20).

c) Diversidade beta e variabilidade ambiental

Para verificar o tipo de relação entre variabilidade ambiental e diversidade beta de espécies (diversidade beta), uma análise através da construção de modelo linear e gráfico de regressão foi realizada. Como resultado, é possível notar uma relação gráfica positiva tanto para a beta diversidade calculada para presença-e-ausência (Figura 29a) quanto para de abundância (Figura 29b). É possível notar que, para presença-e-ausência, a relação é bem menos acentuada do que no caso da análise de abundância. Para ambas as análises, o ajuste do modelo não é tão bom, o que pode ser notado pelos pontos espalhados ao longo do gráfico e pela área cinza escura demarcada. Além disso, a análise de regressão não foi significativa para abundância ($F = 0,4$; $p = 0,54$) ou para presença-e-ausência ($F = 1,4$; $p = 0,26$). Portanto, não há relação entre variabilidade ambiental e diversidade beta de grupos funcionais.

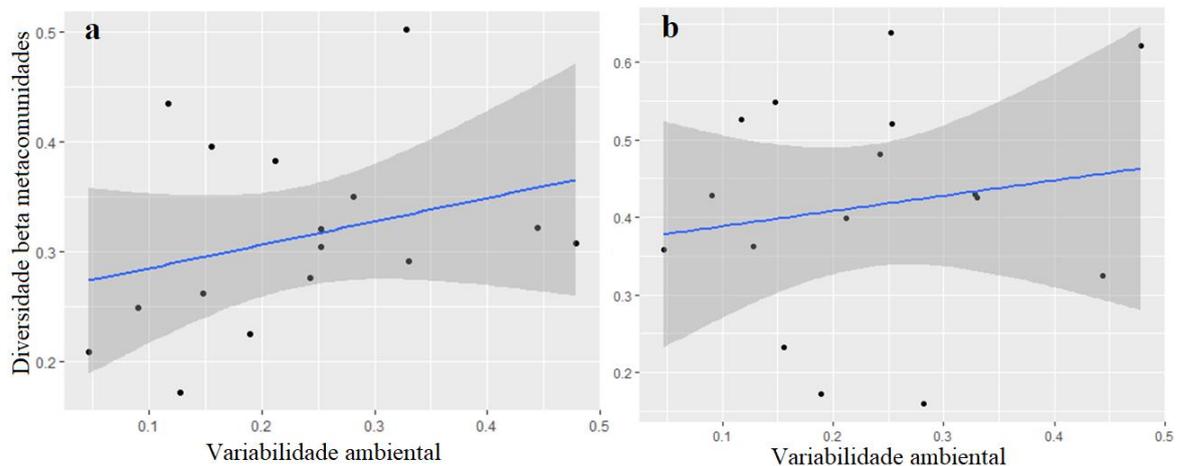


Figura 29: Gráfico de regressão para um modelo linear (LM) de diversidade beta de tratamentos em função da variabilidade ambiental. (a) Presença-e-ausência; (b) Abundância. Valores de variabilidade ambiental e diversidade beta obtidos por análise de PERMDISP, utilizando-se a distância média para os centroides.

d) Diversidade beta e condição ambiental

Para entender a relação entre condição ambiental e beta-diversidade, foram criados gráficos de regressão, apresentados na figura abaixo (Figura 30). Os valores extraídos são correspondentes aos *loadings* (carregamento das variáveis) das coordenadas dos eixos PC1 e PC2 de uma ACP realizada para os dados abióticos ao final do experimento (T4; Figura 9d). Uma vez que a diversidade beta é calculada para cada trinca de microcosmos, a condição ambiental no espaço multivariado é calculada na forma da média dos *loadings* dos 3 microcosmos.

Para os dados de presença-e-ausência (Figuras 30 a e c), houve uma relação aparentemente negativa, apesar de quase linear para o gráfico de PC1. A regressão, porém, não foi significativa para PC1 ($F = 0,09$; $p = 0,78$) ou para PC2 ($F = 2,8$; $p = 0,12$). Tais resultados são semelhantes aos resultados obtidos para dados de composição e estrutura de comunidades (Figura 23). Portanto, a variação das espécies não possui relação com os parâmetros avaliados.

Para dados de abundância dos grupos funcionais, os resultados também foram semelhantes aos obtidos anteriormente (Figura 23). Para a relação com parâmetros do Eixo 1 (Figura 30b), a relação gráfica é de que maiores valores de beta-diversidade estão relacionados a maiores valores de pH, OD e Temperatura; tal relação, porém, não se mostrou significativa ($F = 0,6$; $p = 0,4$). Ao analisar-se o comportamento da beta-diversidade em

relação ao Eixo 2, nota-se que há uma relação mais positiva entre os parâmetros de elevada profundidade, turbidez, e concentrações de agroquímicos e diversidade beta, do que aos outros parâmetros (Figura 30d). No entanto, tal relação não se mostrou significativa novamente ($F = 0,1$; $p = 0,7$).

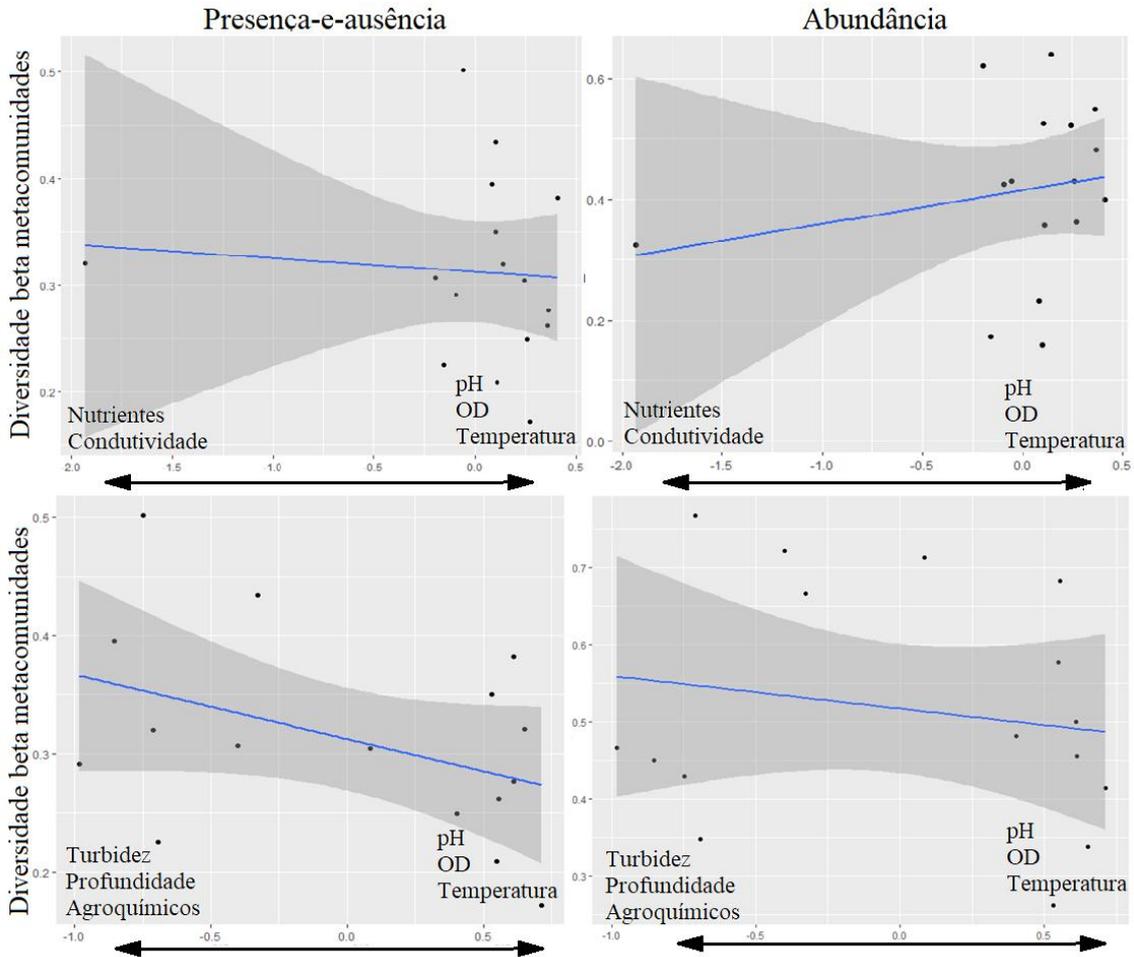


Figura 30: Gráfico de regressão para um modelo linear (LM) de diversidade beta média de tratamentos em função da condição ambiental (Eixo de PCA: (a) e (b) com o Eixo 1; (c) e (d) com o Eixo 2. (a), (c) Presença-e-ausência; (b), (d) Abundância. Valores de diversidade beta calculados por PERMDISP, utilizando-se a distância média para os centroides em T4. Valores de condição ambiental calculados utilizando-se os valores prévios obtidos nas análises de PCA de T4 (Figura 9d). Os valores de PC1 e PC2 foram extraídos, e foram feitas médias de cada mesocosmos a fim de agrupá-los em trincas e compará-los com os valores de diversidade beta das metacomunidades.

6. Discussão

O processo de intensificação do uso da terra teve como consequência impactos pronunciados nas condições físico-químicas, sendo observados menores valores de nutrientes, pH e turbidez nos tratamentos com baixo nível de manipulação (PE e PI) e valores maiores nos tratamentos Canavial e Floresta. A exceção deste padrão observado encontra-se no tratamento Canavial, e somente para os nutrientes CID e FTD, cujos valores foram menores do que o tratamento Floresta. O manejo do sistema experimental também acarretou em impactos nas comunidades biológicas, tanto na perspectiva de diversidade taxonômica quanto funcional. Este padrão não foi encontrado para todas as análises; por exemplo, na análise de diversidade taxonômica do *plot* Canavial ao longo do tempo, não foi encontrado efeito significativo de manejo. Tais diferenças reiteram a necessidade de diferentes abordagens de análise para melhor compreensão dos impactos da agricultura e do uso de agroquímicos no ambiente. Em relação à beta diversidade, também foram notados diferentes resultados a depender da abordagem, mas em geral, o que pode ser tirado como conclusão é um efeito de tratamento, mas não de intensificação no manejo do Canavial. Os resultados encontrados entram em discrepância com as hipóteses formuladas, de que (I) a diversidade beta seria maior na floresta e pastagem extensiva, e que (II) no canavial seria encontrada uma homogeneização biótica, uma vez que os resultados encontrados foram valores maiores de diversidade beta nos *plots* de Pastagem Intensiva e Canavial em comparação aos demais *plots*. Houve, porém, uma concordância de que a utilização de agrotóxicos afeta de forma direta e indireta o fitoplâncton, pois foram observadas mudanças na estrutura e composição das comunidades para os diferentes tratamentos e momentos de amostragem. Além disso, também foi corroborado que a utilização de agrotóxicos causa impactos diretos no ambiente, causando alterações drásticas, que podem impactar de forma indireta toda a biota. Quanto às hipóteses relacionadas à abordagem taxonômica e funcional, foram observados resultados diferentes, porém não na direção esperada de a homogeneização funcional ser mais pronunciada do que a homogeneização taxonômica.

6.1 *Efeitos do uso da terra e da manipulação de agroquímicos nos parâmetros físico-químicos dos microcosmos*

O uso da terra e as práticas de manejo são conhecidas por afetarem as propriedades do solo e, conseqüentemente, influenciarem a matéria orgânica dissolvida do solo e da água (Chantigny, 2003). Geralmente, a quantidade de matéria orgânica é maior em florestas, e menor em solos aráveis, e os solos com gramíneas estão entre estes dois extremos (Zech & Haumaier, 1990; Quideau & Bockheim, 1997; Haynes, 2000; Chantigny, 2003). Somente alguns estudos reportaram que não há diferenças na quantidade de MO entre os ecossistemas (DeLuca & Keeney, 1993; Corre *et al.*, 1999). A proporção de nitrogênio dissolvido em também é maior em corpos d'água em florestas do que em sistemas de agricultura (DeLuca & Keeney, 1993; Mengel *et al.*, 1999, Chantigny, 2003). Os mecanismos responsáveis por tais diferenças ainda não estão claros, apesar de ter-se hipotetizado que maiores conteúdos de lignina e razão C:N explicaria, em parte, a maior presença de nitrogênio em florestas, tanto na água quanto no solo (Chantigny, 2003). Tais resultados prévios reportados encontram-se em confluência com os resultados obtidos no presente estudo, pois os microcosmos inseridos no tratamento Floresta apresentaram maiores concentrações de nutrientes, que são componentes da matéria orgânica, quando em comparação com os ambientes de gramíneas (Pastagens Extensiva e Intensiva) e de agricultura (Canavial, para FTD), como explicitados pela Tabela 2 e seção 1.2b dos Resultados.

Existem poucos estudos dos impactos diretos de manipulação de agroquímicos no ambiente e propriedades ecossistêmicas, e os resultados de tais trabalhos não são homogêneos. No estudo de Halstead *et al.* (2014) foram realizadas previsões em relação aos efeitos dos agroquímicos nas propriedades ecossistêmicas de corpos d'água. Segundo os autores, nenhuma propriedade do ambiente foi diretamente influenciada pelos agroquímicos, e sim o que houve foi uma mudança no OD, pH e decomposição devido a efeitos positivos dos agroquímicos no perifíton e no fitoplâncton. Scott e colaboradores (1985), em seu estudo sobre efeitos do 2,4-D em comunidades naturais fitoplanctônicas, observaram diferenças significativas somente no pH (que variou de 9.5-10.2) e na saturação do oxigênio, em sua comparação das propriedades físico-químicas nas poças de controle e manipuladas. No presente estudo, as análises performadas demonstram uma correlação positiva entre Fipronil, pH e temperatura na coleta realizada em 29 de novembro de 2019, ou seja, uma semana após a aplicação deste (Figura 9b), e uma correlação positiva entre Fipronil, 2,4-D e os parâmetros de pH, turbidez, temperatura e OD na coleta de 14 de dezembro de 2019, 1 semana após aplicação de 2,4-D (Figura 9c). Tal padrão observado indica que, ao contrário do mostrado

por Halstead *et al.* (2014), e em conformidade com Scott *et al.* (1985), estes agroquímicos estão provocando mudanças na saturação e pH. As alterações ambientais deste experimento foram notadas também de forma visual nos dias seguintes decorrentes aos manejos, onde foi possível observar a alteração do aspecto do corpo d'água. Tal diferença entre resultados talvez se deva à diferença de dosagem utilizadas nos experimentos: enquanto o estudo de Halstead *et al.* (2014) utilizou dosagens de 102 e 101 ug/L, respectivamente, o presente estudo adotou como medidas para dosagem 250g/ha para fipronil e 1,5L/ha para o herbicida 2,4-D.

Os impactos indiretos da intensificação do uso da terra também precisam ser analisados, uma vez que, como reportado acima, houve efeitos diretos escassos do uso de agroquímicos no ambiente. Porém, isso não significa que não há consequências dos manejos e intensificação do uso da terra nas comunidades fitoplanctônicas, e sim que os impactos na produção primária podem ocorrer de maneira indireta, como por exemplo: efeitos indiretos de cadeias alimentares, efeitos de misturas de agroquímicos e efeitos de fertilizantes e de agroquímicos nos parâmetros físico-químicos, entre outros. No presente estudo, no entanto, não foram realizadas análises de demais grupos tróficos e, portanto, o enfoque do trabalho é a modulação das comunidades fitoplanctônicas através dos impactos indiretos no ambiente e do efeito de misturas de agroquímicos.

Halstead e colaboradores (2014), em um estudo de previsão dos efeitos de misturas de agroquímicos, alegam que fertilizantes seriam responsáveis pelo aumento da biomassa de produtores primários e, através de um efeito de *bottom-up*, também ocorreria o aumento de consumidores primários e secundários (Chase, 2003). Já os herbicidas devem ter um efeito contrário ao dos fertilizantes, ou seja, estes causariam uma limitação na produção primária e, conseqüentemente, uma redução de consumidores primários e secundários (Brock *et al.*, 2000). Por fim, os autores predizem que, uma vez que os inseticidas atuam diretamente na redução da abundância de zooplâncton e de artrópodes, estes causariam um efeito indireto positivo em herbívoros não artrópodes e no fitoplâncton, através da redução da competição e predação (Brock *et al.*, 2000). As análises de abordagem taxonômica e de grupos funcionais realizadas para o tratamento Canavial ao longo do tempo de manejo não acusaram diferenças significativas na estrutura da comunidade, indo de encontro à Hipótese 2 deste trabalho, e ao postulado por Halstead *et al.* (2014), de que haveriam modulações ao longo do processo de manejo e a depender do tipo de agroquímico (fertilizante, herbicida ou pesticida). Já na comparação entre T1 e T4 para os diferentes tratamentos, foram encontradas diferenças significativas tanto na composição quanto estrutura da comunidade fitoplanctônica para

ambas as abordagens (Tabelas 6, 7, 9 e 10). No entanto, não é possível afirmar que tais diferenças deram-se pela manipulação dos fertilizantes e inseticidas, pois nenhuma análise de relação direta entre estes foi realizada, e também foram encontradas diferenças entre os tempos de coleta 1 e 4 para os outros tratamentos, o que indica que a estrutura da comunidade não se modificou por causa dos processos de intensificação, e sim por outros fatores não identificados.

Tingle e colaboradores (2003) buscam trazer atenção ao fato de que a degradação do fipronil é diferente em regiões tropicais (mais rápido que em regiões temperadas), e tal consideração é importante para análise de impactos no ambiente e nas espécies. Dado este fator, os autores alegam que as propriedades mais importantes a serem analisadas ao realizarem-se estudos de manejo e degradação de agroquímicos são o pH e a temperatura (Tingle *et al.*, 2003; Daam & Brink, 2010; Junior & Franco, 2013). Além disso, os autores afirmam que a persistência (especificamente do fipronil) no ambiente também é influenciada pela formulação, no qual formas com grânulos são mais persistentes, e as formas solúveis deste inseticida são menos persistentes (Tingle *et al.*, 2003). Daam & Brink (2010) ressaltam que em agrossistemas tropicais, a chance de poluição de agroquímicos por escoamento em corpos d'água adjacentes é alta, pois é comum fortes chuvas nos trópicos, além da contribuição pelas práticas de drenagem agrícola. Tais fatores elucidados pelos autores explicam a rápida degradação demonstrada na Figura 8 através da rápida queda nas concentrações detectadas ao longo do período experimental (cujo decaimento ocorreu muito mais rapidamente do que as documentações dos compostos relatam: o decaimento dura de 60-100 dias, uma vez que o experimento foi realizado no fim da primavera e início do verão, portanto, um período em que altas temperaturas foram registradas ao longo de todo o experimento (média de 27°) e alto pH (média de 8,7). Além disso, o composto foi aplicado em sua forma solúvel e por via aérea (aplicação do solvente por pulverização), o que, em conjunto com o fator escoamento, justifica a presença do 2,4-D em todos os *plots* do Tempo 4 (Figura 8). A presença de 2,4-D no Canavial em T2 (antes de sua aplicação em campo, Figura 8), não pode, portanto, ser devido ao decaimento do manejo anterior, pois em um período de 3 semanas de aplicação (ou seja, em T4), o composto chegou a valores semelhantes aos detectados em T2. Uma possível justificativa para a presença deste composto tanto anteriormente ao manejo quanto nos tratamentos Floresta, Pastagem Extensiva e Intensiva é a contaminação por manejo adjacente, uma vez que o experimento foi realizado em uma região rural e com diversos locais que

utilizam práticas de uso de compostos agroquímicos para melhorar a performance das plantações.

Segundo Christofolletti *et al.* (2013), a vinhaça tem um potencial de poluição aproximadamente 100 vezes maior do que o esgoto doméstico, devido ao enorme teor de matéria orgânica, que traz como consequências a depleção do oxigênio, a redução do pH, a alta corrosividade e a altos níveis de demanda bioquímica de oxigênio (Freire & Cortez, 2000; Kannan & Upreti, 2008). Além disso, a vinhaça causa a proliferação de microrganismos que levam à depleção do oxigênio dissolvido na água, causando morte de animais e plantas aquáticos (Christofolletti *et al.*, 2013). A vinhaça é um composto orgânico, utilizado como fertilizante, e possui como principais componentes químicos de sua composição a matéria orgânica (MO), potássio, nitrogênio, cálcio e magnésio (Prado *et al.*, 2013). Destes, o magnésio é considerado o mineral mais importante para agricultura de resíduo (Prado *et al.*, 2013). Deste modo, a vinhaça é um grande contribuinte para o aumento da produtividade da cana, por sua grande fonte de nutrientes, matéria orgânica e água (Resende *et al.*, 2006; Silva *et al.*, 2006; Jiang *et al.*, 2012; Prado *et al.*, 2013). Além disso, a aplicação contínua de vinhaça leva a um aumento de nitrogênio e potássio no solo (Lyra *et al.*, 2003; Brito *et al.*, 2007; Prado *et al.*, 2013; Vadivel *et al.*, 2014), e tais nutrientes podem ser lixiviados para os ambientes aquáticos (Vadivel *et al.*, 2014), causando alterações ambientais e nas comunidades ali presentes. No trabalho de Gunkel e colaboradores (2007), os autores notaram que, como consequência da fertirrigação, houve um aumento de condutividade (devido a altas concentrações de íons dissolvidos), aumento de matéria orgânica, além do aumento de elementos químicos como fósforo e potássio (Gunkel *et al.*, 2007; Christofolletti *et al.*, 2013). Outras alterações observadas foram aumento da temperatura, acidificação da água e aumento da turbidez (Gunkel *et al.*, 2007; Christofolletti *et al.*, 2013). Tais mudanças na qualidade da água foram também observadas no presente trabalho, ao realizar-se medições logo após a aplicação da vinhaça. As maiores diferenças notadas foram aumento da turbidez, temperatura, diminuição do pH (Figura 6). A condutividade foi alterada somente nos dias seguintes após a aplicação, mas após 1 semana da aplicação, os valores diminuíram, não havendo diferenças significativas entre os tratamentos.

Aproximadamente 3.13 milhões de toneladas de fertilizantes foram aplicados nos campos de cana brasileiros no ano de 2006, e tal crescimento acentuado do uso de fertilizantes deve-se ao fato de que está ocorrendo cada vez mais a expansão e intensificação da produção de produtos agrícolas (Martinelli & Filoso, 2008). Tal aumento do uso de fertilizantes tem como

principal consequência o excesso de nutrientes, que tendem a se acumular no ambiente (Martinelli & Filoso, 2008). O nitrogênio, por exemplo, possui uma alta mobilidade, e uma porcentagem reduzida deste nutriente é absorvido pela cana (Trivelin *et al.*, 2002; Basanta *et al.*, 2003; Gava *et al.*, 2005; Martinelli & Filoso, 2008). Por este motivo, grande parte do excedente do nitrogênio é transportado para sistemas aquáticos, tornando-se uma das maiores causas de eutrofização (Howarth, 2005; Martinelli & Filoso, 2008). O fato deste nutriente possuir alta mobilidade e reduzida absorção pelas plantas pode ter contribuído para a alta disponibilidade no ambiente aquático e, conseqüentemente, uma grande quantidade de espécies encontradas no presente experimento, principalmente pela quantidade de cianobactérias.

6.2 Consequências do uso da terra nas características taxonômicas, funcionais e de beta diversidade de comunidades fitoplanctônicas

Quando em sistemas naturais, os impactos de manejo podem atuar de forma direta nas comunidades, na forma de aumento ou redução de espécies, e até em impactos em sua morfologia e estrutura celular; como também podem atuar de modo indireto, seja causando alterações no ambiente, seja modulando outros níveis tróficos e trazendo como consequência alterações na produção primária. Para a análise dos impactos diretos do manejo nas comunidades, relatórios de avaliação de pesticidas e herbicidas são realizados com uma certa periodicidade e, em tais documentos, é possível acessar os dados de ecotoxicologia para vários grupos de organismos. Para algas, no geral, os resultados observados experimentalmente em relação às dosagens de 2,4-D em meios de cultura foram de nenhum ou pouco efeito no crescimento destas (Felix *et al.*, 1988; RAR, 2013). Diversos outros autores realizaram experimentos para avaliar o efeito do 2,4-D em comunidades fitoplanctônicas. Enquanto a maior parte dos estudos não encontrou efeitos do composto nas espécies (e.g., Couch & Nelson, 1982; Brown & Lean, 1994; Boyle, 1980; Song, 2014; Lozano *et al.*, 2018), alguns estudos reportaram impactos negativos, como diminuição da absorção de ^{14}C (De Lorenzo *et al.*, 2000), toxicidade do composto em algumas espécies (De Lorenzo *et al.*, 2000), inibição de crescimento quando aplicado 2,4-D em altas concentrações (Kobraei & White, 1996; Relyea, 2009) e diminuição na abundância (Singh & Srivastava, 2016; Wood *et al.*, 2016). Porém, outros estudos mostraram que, em baixas concentrações, o composto teve como efeito o estímulo do crescimento de algas (Poorman, 1973; Lozano *et al.*,

2018). No presente estudo não foi observado efeito do herbicida 2,4-D nas espécies de fitoplâncton encontradas, uma vez que não foram encontradas diferenças significativas de abundância e presença de táxons na comparação entre tempos de coleta (Tabela 5) e não houve presença de células que sofreram lise ou possuíam alguma anormalidade, estando em conformidade com a maior parte dos estudos anteriores performados sob baixas concentrações do herbicida analisado. Portanto, é possível afirmar que o 2,4-D só passa a ter efeitos significativos em comunidades fitoplanctônicas em concentrações muito altas, de 6 ordens de magnitude superiores às utilizadas neste estudo (Kobraei & White, 1996). Tal ausência de efeito do 2,4-D nas comunidades de fitoplâncton deve-se ao fato de que este é um dos herbicidas menos tóxicos a espécies não-alvo, uma vez que é uma auxina do tipo MOA, que afeta especificamente o câmbio vascular de dicotiledôneas (Brown & Lean, 1994; Song, 2014; Lozano *et al.*, 2018).

Os estudos acima reportados, no entanto, não analisam diferenças na composição fitoplanctônica, e tais estudos são escassos. Faltam, portanto, informações sobre o efeito do 2,4-D na composição das comunidades, em termos de espécies e classes taxonômicas. Os poucos estudos realizados com esta abordagem tiveram como principais resultados a dominância das espécies *Anabaena* sp., *Merismopedia* sp., *Oscillatoria* sp. *Oscillatoria limnetica*, *Scenedesmus incrassatulus* *Microcystis* sp., *Phormidium* sp. e *Anabaenopsis* sp. (Cyanophyceae); aumento da densidade das espécies *Euglena* sp., *Phacus* sp. e *Trachelomonas* sp. (Euglenophyceae); redução populacional das espécies *Cosmarium* cf. *punctatum* e *Oocystis eremosphaeria*, pertencentes à classe Chlorophyceae; decréscimo da densidade da classe Dynophyceae; e, por fim, sobrevivência somente da espécie *Nitzschia* sp., pertencente à classe Bacillariophyceae, em um manejo de alta concentração de 2,4-D em microcosmos (Scott *et al.*, 1985; Kobraei & White, 1996). No presente estudo, as espécies em comum com os trabalhos anteriores foram: *Merismopedia* sp. e *Oscillatoria* sp., *Oscillatoria limnetica*, *Microcystis* sp., *Anabaenopsis* sp., *Euglena* sp., *Nitzschia intermedia*, *Cosmarium amoenum*, e diversas espécies de dinoflagelados. Dentre as espécies em comum com os estudos anteriores, alguns padrões diferentes de abundância foram observados para alguns táxons: houve a ausência das seguintes espécies no Tempo 3 de coleta (uma semana após manejo do 2,4-D): *Euglena* sp., *Nitzschia intermedia* e *Cosmarium amoenum*. Também foi observada uma grande diversidade e uma abundância relativamente alta de Dynophyceae e Chlorophyceae, o que não condiz com os estudos anteriores, em que foram observadas reduções ou ausências nestes grupos. Quanto aos demais resultados dos estudos prévios, de

aumento das classes Cyanophyceae e Euglenophyceae, o mesmo foi observado neste trabalho. As divergências de resultados encontradas podem ser devidas a diferenças nas concentrações da manipulação de 2,4-D (nos experimentos anteriores a manipulação foi a nível de microgramas, enquanto neste estudo a manipulação foi em nanogramas), como também diferenças nas condições ambientais propiciadas pelas estações do ano (os experimentos anteriores foram realizados no período de inverno, e o presente trabalho, no verão).

No caso de testes manipulando fipronil, não houve, em geral, efeitos observados visualmente no crescimento e no formato de células. Diversos estudos prévios (Debenest, 2010; Hoberg, 1999; DAR, 2005) tiveram resultados similares ao presente experimento, com exceção de um estudo realizado em *Selenastrum capricornutum* (Hoberg, 1993 apud DAR, 2005), que apresentou efeitos significativos de aumento na densidade de células em altas concentrações do inseticida (>45ug/L), e de um estudo realizado para a espécie *Scenedesms subspicatus* (McElligott, 1999 apud DAR, 2005) que apresentou efeitos significativos no crescimento celular em concentrações acima de 540ug/L. Dado que todas as concentrações medidas neste experimento foram em nanogramas, deduzimos que não houve efeito do Fipronil nas espécies analisadas no presente estudo.

Todas as espécies do fitoplâncton encontradas neste trabalho são comumente encontradas em território brasileiro, principalmente na região centro-sul do Brasil, embora algumas espécies sejam mais amplamente distribuídas (Werner 2002; Bicudo & Menezes 2006). Porém, há diferenças em suas ecologias: foram encontradas espécies eutróficas (*Actinastrum hantzschii*, *Coleastrum proboscideum*, *Desmodesmus*), mesotróficas (*Cosmarium amoenum*, *Micrasterias denticulata*, *Staurodesmus convergens*), de ambientes mais turbidos (*Achnantheidium minutissimum*, *Anomoeoneis sphaerophora*, *Eunotia bilunaris*) e mais límpidos (*Plagioselmis lacustres*, *Dioriticomonas biplastidiata*, *Elakatothrix gelatinosa*), o que é um reflexo das mudanças ambientais nos microcosmos causadas pelos tratamentos e intensificação do uso da terra, como aumento de nutrientes, turbidez, pH e OD.

Quanto aos grupos de fitoplâncton, as clorófitas são o grupo cuja biomassa é mais representativa na região dos trópicos (Kalff & Watson, 1986; Daam & Brink, 2008). Em seu estudo manipulando o inseticida chlorpyrifos em regiões da Tailândia, Daam & Brink (2008), encontraram o grupo Chlorophyta como o mais diverso. Wojciechowski *et al.* (2017), também encontraram Chlorophyta como grupo mais diverso, tendo registrado um total de 251 espécies em seu estudo sobre efeitos antrópicos na beta diversidade na região do Paraná, e tendo como espécies dominantes *Eutetramorus fottii*, *Closteriopsis* sp., *Monoraphidium contortum* e *M.*

minutum. O presente trabalho também teve como grupo mais diverso as clorofíceas, tendo sido encontradas 22 espécies, denotando que este é um grupo tolerante a efeitos antrópicos e/ou de uso da terra. Portanto, o encontro deste grupo em alta diversidade ou biomassa pode ser um bom indicativo ambiental de que há manipulações ocorrendo em áreas adjacentes.

Bacillariophyta foi o segundo grupo com maior riqueza encontrado por Wojciechowski e colaboradores (2017), e as espécies dominantes encontradas pelos autores foram *Asterionella formosa*, *Aulacoseira alpigena*, *A. ambigua*, *A. granulata* e *Discotella stelligera*. A nível de espécie, somente *Asterionella formosa* esteve presente neste experimento, porém foram encontradas neste estudo espécies dos gêneros *Aulacoseira* e *Cyclotella* (sinônimo a *Discotella* e igualmente aceito). Neste trabalho, o grupo Bacillariophyta foi o 3º mais rico e diverso, ao contrário do reportado por Wojciechowski *et al.* (2017). Tal diferença deve ser devido aos nutrientes e condições ambientais disponíveis ao longo do experimento, que propiciaram o aumento de cianobactérias em detrimento de diatomáceas.

Daam & Brink (2008) encontraram como espécie dominante, em seu estudo de impactos de pesticidas em uma região tropical, a cianófita *Microcystis aeruginosa*. Já no estudo de Wokciechowski *et al.*, 2017, os autores reportam uma baixa diversidade e alta abundância de cianobactérias, e as espécies mais comuns encontradas foram *Aphanocapsa delicatissima*, *Cylindrospermopsis raciborskii*, *Dolichospermum circinalis* e *Microcystis aeruginosa* (Wokciechowski *et al.*, 2017). Nenhuma destas espécies esteve presente neste estudo, porém foram encontrados os gêneros *Dolichospermum* e *Microcystis* (3 espécies). Tais espécies referentes ao gênero *Microcystis* foram extremamente abundantes e, muitas vezes, dominantes durante todo o experimento, com exceção da espécie *M. contortum* cujas abundâncias, em geral, foram baixas. Esta dominância encontrada para as outras duas espécies pode ser explicada pelo fato de que os sistemas estudados, tanto pelos autores supracitados quanto por este trabalho, são lênticos, e corpos com estabilidade em sua coluna d'água tendem a favorecer espécies deste gênero, pois estes indivíduos são capazes de controlar sua flutuabilidade, o que lhes dá vantagem sobre outros gêneros quando a água é estável, uma vez que podem percorrer toda a coluna d'água em busca de melhores condições de luz e nutrientes (Dokulil & Teubner, 2000; Bonnet & Poulin, 2002; Daam & Brink, 2008). Tal informação é importante pois, em ambientes lênticos, é esperado um efeito maior do manejo da terra, uma vez que a estabilidade reduz o escoamento e “reciclagem” dos corpos d'água.

Grupos funcionais são importantes para inferir sobre as características ambientais, uma vez que são agrupados justamente por suas estratégias ecológicas e condições ambientais

ótimas. Rusanov *et al.* (2022), em seu estudo sobre a diversidade beta fitoplanctônica ao longo do rio Danúbio, reportam que os grupos de algas chlorococales (J), criptófitas (Y), euglenoides (W1) e dinoflagelados (W2) indicam ambientes represados caracterizados por serem rasos, com alta disponibilidade de luz e turbulência moderada (Abonyi *et al.*, 2021; Rusanov *et al.*, 2022). Já a presença dos grupos funcionais A, B e D, compostos somente por diatomáceas cêntricas, remete a ambientes mais fundos, túrbidos e revolvidos (Stanković *et al.*, 2020; Rusanov *et al.*, 2022). Tais grupos funcionais estiveram presentes neste trabalho, o que corrobora os dados mensurados neste experimento, em que foram detectadas diferenças de profundidade, turbidez e turbulência nos tratamentos e momentos de coleta.

Gemelgo e colaboradores (2009), com o intuito de estudar as variações de grupos funcionais em dois reservatórios localizados no estado de São Paulo, relatam que as espécies dos grupos H1 (*Anabaena*), SN (*C. raciborskii*), LM/M (*Microcystis*) e T (*Mougeotia*) foram pouco representativas. Isto se deve ao fato de que os grupos S1, H1 e SN estão frequentemente em competição e substituição sazonal, uma vez que possuem estratégias similares, e o que dita tal substituição são o suprimento de nitrogênio inorgânico, turbulência e mudanças súbitas na temperatura (Padisák *et al.*, 2003; Gemelgo *et al.*, 2009). Além disso, os autores afirmam que a dominância dos grupos funcionais supracitados é típica de diferentes níveis tróficos (eutrófico a hipertrófico) (Gemelgo *et al.*, 2009). Dos grupos funcionais relatados por Gemelgo *et al.* (2009), estiveram ausentes neste estudo representantes dos grupos SN e T, indicando que as condições sazonais e de competição eram mais favoráveis para os demais grupos (H1, LM e M), e indicando também que os microcosmos eram ambientes com altas concentrações de nutrientes, como afirmado por Gemelgo *et al.* (2009). A presença de 6 espécies pertencentes ao grupo funcional S1 (Tabela 3) indica alterações físico-químicas intensas nos tratamentos, pois ambientes com baixa luminosidade e altos valores de fósforo contribuem para o aumento de espécies do grupo S1 (*P. agardhii*), devido ao fato de que as espécies pertencentes a este grupo possuem como ecologia tolerância a altas concentrações de fósforo e a altos índices de turbidez (Nixdorf *et al.*, 2003; Gemelgo *et al.*, 2009).

Comparando-se os resultados obtidos nas análises de composição taxonômica e grupos funcionais, observou-se que os gráficos de abundância foram muito semelhantes em ambas as análises. Já para presença-e-ausência, a composição taxonômica apresentou padrões gráficos diferenciados dos grupos funcionais. Em relação às análises de PERMANOVA, os pares de tratamento com valores significativos foram os mesmos para ambas as estratégias de análises

(composição taxonômica e grupos funcionais), porém os p-valores foram diferentes. O presente trabalho demonstra que, quando comparadas as abundâncias destas duas estratégias de agrupamento de fitoplâncton (taxonomia e grupos funcionais), os resultados com diferenças significativas são muito menores do que para as análises de presença-e-ausência. Tal resultado demonstra a importância de se realizar diversas estratégias e combinações de análises para melhor inferir o que está ocorrendo naquele ambiente.

Estudos têm demonstrado que a diversidade funcional e a diversidade taxonômica nem sempre se correlacionam (Ernst *et al.*, 2006; Schweiger *et al.*, 2007; Flynn *et al.*, 2009), e que, de fato, a riqueza de espécies pode se manter inalterada enquanto a diversidade funcional sofre um decréscimo (Ernst *et al.*, 2006; Schweiger *et al.*, 2007; Baiser & Lockwood, 2010). O uso de análises de diversidade funcional é de vital importância para análise da biodiversidade (Baiser & Lockwood, 2011). A diversidade funcional é especialmente pertinente em casos de mudanças de padrões espaciais de diversidade, pois a introdução e extinção de espécies (o que leva à homogeneização ou diferenciação) são fortemente influenciadas pelos traços de tais espécies (Blackburn *et al.*, 2009; Baiser & Lockwood, 2011). A perda ou ganho de espécies a nível taxonômico, embora informativo, não nos diz muito sobre o ganho ou perda de função, pois a ausência de uma espécie pode ser compensada por outras que possuam a mesma classificação funcional e, portanto, não haverá tantos impactos no sistema ecológico (Baiser & Lockwood, 2011). Tal conclusão feita pelos autores entra em concordância com os resultados obtidos no presente estudo, em que foi possível observar diferentes resultados (tratamentos que em uma abordagem acusaram diferenças significativas, enquanto em outras não) acerca da homogeneização biótica a depender da estratégia de análise escolhida. Um exemplo de resultado divergente consistiu na análise de presença-e-ausência em T4: enquanto na análise taxonômica todos os plots mostraram-se diferentes entre si, na abordagem funcional esta diferenciação ocorreu apenas para Floresta em relação aos demais tratamentos; Apesar desta observância de resultados diferentes a depender da abordagem, principalmente na comparação entre tratamentos, e não tanto para a comparação ao longo das amostragens no Canavial, não foi possível observar uma homogeneização funcional mais pronunciada do que a homogeneização taxonômica, não havendo, portanto, corroboração da Hipótese 4 deste trabalho.

6.3 A diversidade beta em função do manejo da terra

Em relação à beta diversidade em função do uso da terra, estudos anteriores encontraram uma redução da β -diversidade com aumento da intensificação do uso da terra e/ou eutrofização (Petsch, 2016; Monchamp, 2017; Jamoneau *et al.*, 2018; Budnick *et al.*, 2019). Budnick *et al.* (2019) ainda afirma que o uso da terra restringiu a variabilidade biótica principalmente por eutrofização (Anon, 2002; Borics *et al.*, 2013; Vellend *et al.*, 2013), e em detrimento da heterogeneidade físico-química. Por fim, também há trabalhos que reportam o aumento da diversidade beta com uso da terra e/ou aumento de impactos antropogênicos (Batáry *et al.*, 2011; Magurran *et al.*, 2018). O presente estudo teve como resultado, para o final do experimento, o aumento de β -diversidade calculada com dados de abundância e presença-e-ausência taxonômicas, sob diferentes manejos (Figura 18). Para grupos funcionais, somente a beta-diversidade calculada com abundância aumentou na comparação por tratamentos (Figura 25b), e este aumento foi observado também na tendência temporal do Canavial, mas para a análise de presença-e-ausência (Figura 28a), entrando em conformidade com estudos anteriores de Batáry *et al.* (2011) e Magurran *et al.* (2018), e em desconformidade com as hipóteses formuladas neste trabalho e demais estudos supracitados. Não houve variação na diversidade beta com a intensificação do uso da terra para ambas as análises performadas de diversidade beta taxonômica ao longo dos momentos de amostragem para o Canavial (Figura 21), nem para análises de abundância de diversidade beta funcional ao longo dos momentos de amostragem para o Canavial (Figura 28), ou mesmo para diversidade funcional de presença-e-ausência (Figura 25a) o que entra em conformidade com os estudos de Vellend *et al.* (2013) e Borics *et al.* (2013) de que a intensificação do uso da terra não provoca a homogeneização de comunidades, e vai de encontro com a Hipótese 2 do presente estudo. Uma hipótese para justificar o aumento da beta diversidade com intensificação do manejo é que, pelo fato de os tratamentos sofrerem muitas mudanças físico-químicas, teria aumentado a rotatividade de espécies, pois em um ambiente instável, é esperado que haja uma gama maior de espécies com diferentes tolerâncias e estratégias (Magurran, 2015), enquanto que, na Floresta, o ambiente tornou-se estável e com um ciclo de renovação de nutrientes alto (devido à alta disponibilidade de MO disponibilizada pelas copas das árvores), e tal estabilidade possibilitou a permanência de espécies mais adaptadas às condições dos microcosmos, gerando, portanto, uma homogeneização da biota.

Para as análises realizadas a fim de demonstrar a trajetória da beta diversidade de cada metacomunidade experimental (trinca) individualmente, os resultados obtidos foram de independência de trajetórias, ou seja, não houve um padrão de aumento ou diminuição em

todas as metacomunidades, tanto para a comparação de tempos inicial e final dos tratamentos (Figuras 19 e 26), quanto para a comparação de tempos de coleta do Canavial (Figuras 20 e 27). Não houve, portanto, uma redução ou aumento claro nos valores de diversidade ao longo do manejo, quando analisadas as trincas separadamente, o que não entra de acordo com o hipotetizado para este trabalho de que haveria uma tendência de homogeneização. Este resultado é semelhante ao trabalho realizado por Goedkoop & Angeler (2011), no qual os autores observaram que o fitoplâncton, ao contrário dos invertebrados, não teve um comportamento de aumento de similaridade ao longo do tempo de estudo em lagos submetidos a diversos tipos de uso da terra, e isto se deve as suas diferentes capacidades de respostas ambientais. Uma possível explicação para tal é que, enquanto os invertebrados são sensíveis a diversos tipos de mudanças ambientais, os maiores reguladores do fitoplâncton são condições nutricionais e turbidez (Angeler *et al.*, 2011; Angeler, 2013), e tais fatores estão em constante mudanças em áreas de intensificação da terra.

No tocante à relação da beta-diversidade e variabilidade ambiental, um estudo anterior, realizado por Wojciechowski e colaboradores (2017), onde os autores avaliaram padrões de beta diversidade e estrutura de comunidades em ambientes manipulados antropicamente, encontrou uma relação positiva entre os fatores beta-diversidade e variabilidade ambiental. Ou seja, períodos (medidos no estudo através de estações do ano) com maior heterogeneidade ambiental (que calcularam através de uma PERMDISP da matriz de variáveis ambientais) também apresentaram maior variação na composição das espécies entre os locais estudados. Os autores também relatam que, em sua busca por trabalhos prévios, encontraram resultados mistos, ou seja, trabalhos indicando relações negativas, positivas e até mesmo não lineares entre a variabilidade ambiental e a beta-diversidade (e.g. Bini *et al.*, 2014; Heino *et al.*, 2015). Neste estudo, foi observado uma relação positiva entre variabilidade ambiental (sinônimo de heterogeneidade ambiental) e β -diversidade calculada com abundância taxonômica. Isso está em concordância, portanto, com o estudo realizado por Wojciechowski *et al.* (2017), e com a hipótese do presente estudo de que os ambientes com menos manejo apresentariam maior variabilidade ambiental e, conseqüentemente, maiores valores de diversidade beta atrelados aos mesmos. O mesmo não pôde ser observado para as demais análises (diversidade beta funcional em função da variabilidade ambiental e diversidade beta taxonômica de presença-e-ausência em função de variabilidade ambiental), ou seja, nestes casos, o aumento de beta diversidade não acompanha a heterogeneidade ambiental. Tal padrão pode estar refletindo o fato de que, apesar de ter havido variabilidade no ambiente, como mensurado e observado

através das PCA's, a comunidade ali presente não era vulnerável a tais modificações, o que foi indicado pelos grupos funcionais encontrados neste trabalho e espécies reconhecidamente tolerantes a mudanças ambientais. Portanto, não houve uma modulação de estratégias funcionais ou composição, somente na competição, refletido na mudança de abundância.

Os principais reguladores ambientais, tanto de tamanho populacional quanto de presença do fitoplâncton são os nutrientes (em diferentes concentrações a depender da estratégia do grupo ou táxon), e o pH (Angeler *et al.* 2011; Angeler, 2013; Magurran *et al.*, 2018). No entanto, nem sempre as flutuações observadas no fitoplâncton podem ser explicadas pelas condições ambientais (Angeler *et al.*, 2011), como é o caso do presente estudo, em que, apesar de terem sido observadas relações lineares entre os parâmetros selecionados pela análise de componentes principais (Figuras 23 e 30), as relações não foram significativas, indo de encontro com a Hipótese 3 deste trabalho, de que a homogeneização da comunidade dar-se-ia pela redução das condições médias ambientais. Portanto, não há relação negativa entre nutrientes, condutividade e diversidade beta, nem relação entre esta última e os parâmetros de pH, OD e temperatura. Tal falta de relação pode ser devido ao fitoplâncton estar relacionado a outras variáveis ambientais não mensuradas neste trabalho, ou a interações biológicas ou estruturas da paisagem, que também não foram o enfoque deste delineamento experimental. É necessário, portanto, o delineamento de novos experimentos a fim de abordarem outros pontos que não foram contemplados neste estudo.

Como foi possível observar neste estudo, também houve diferenças nas análises de diversidade beta quando utilizados valores de presença e ausência e abundância, e tais diferenças deram-se tanto na abordagem taxonômica quanto na de grupos funcionais. Isto foi observado, também, em trabalhos anteriores (Anderson *et al.*, 2011; Barwell *et al.*, 2015). Barwell e colaboradores (2015) dizem que dados de abundância são mais ricos em informações do que os de presença-e-ausência. Para métrica de presença-e-ausência, só é possível notar diferenças na composição de espécies; já para medidas baseadas em abundância, é possível detectar uma nuance maior, uma vez que uma espécie pode estar em dois locais, mas possuírem diferentes abundâncias, e isto diz muito sobre as condições ambientais do local e sobre a comunidade no geral (Barwell *et al.*, 2015). Por fim, é esperado que índices baseados em abundância sejam mais robustos em amostragens incompletas, uma vez que diferenças estocásticas em espécies raras são um artefato de subamostragem, mas as métricas baseadas em abundância são menos influenciadas pelo *turnover* de espécies raras do que as métricas de presença-ausência (Beck, Holloway & Schwanghart, 2013; Barwell *et al.*,

2015). Tais argumentos foram corroborados no presente estudo, principalmente nas análises de regressão, onde as métricas de abundância mostraram-se com melhor ajuste do que as de presença e ausência, como observado na Figura 22. Porém, é importante analisar-se os dados de maneiras diferentes e complementares, a fim de comparar os resultados e ter diferentes perspectivas sob um mesmo aspecto.

7. Bibliografia

ABONYI, Andras et al. From historical backgrounds towards the functional classification of river phytoplankton sensu Colin S. Reynolds: what future merits the approach may hold? **Hydrobiologia**, v. 848, n. 1, p. 131-142, 2021.

ACKERLY, D. D. et al. The geography of climate change: implications for conservation biogeography. **Diversity and distributions**, v. 16, n. 3, p. 476-487, 2010.

ADRIAN, Rita *et al.* Lakes as sentinels of climate change. **Ecosystems (New York, N.y.)**, [S. l.], v. 54, n. 6, p. 2283–2297, 2019. Disponível em: <https://doi.org/10.4319/lo.2000.45.3.0591>

ALLEN, T. F. H. Scale in microscopic algal ecology: a neglected dimension. **Phycologia**, [S. l.], v. 16, n. 3, p. 253–257, 1977. Disponível em: <https://doi.org/10.2216/i0031-8884-16-3-253.1>

ALVARES, C. A., STAPE, J. L., SENTELHAS, P. C., GONÇALVES, J. D. M., & SPAROVEK, G.. Köppen's climate classification map for Brazil. *Meteorologische Zeitschrift*, 22(6), 711-728, 2013.

ANDERSON, Marti J. Distance-based tests for homogeneity of multivariate dispersions. **Biometrics**, v. 62, n. 1, p. 245-253, 2006.

ANDERSON, Marti J. et al. Navigating the multiple meanings of β diversity: a roadmap for the practicing ecologist. **Ecology letters**, v. 14, n. 1, p. 19-28, 2011.

ANDERSON, M. J. PERMDISP: a FORTRAN computer program for permutational analysis of multivariate dispersions (for any two-factor ANOVA design) using permutation tests. **Department of Statistics, University of Auckland, New Zealand**, v. 24, 2004.

ANDERSON, Marti J. Permutational multivariate analysis of variance. **Department of Statistics, University of Auckland, Auckland**, v. 26, p. 32-46, 2005.

ANDERSON, Marti J.; ELLINGSEN, Kari E.; MCARDLE, Brian H. Multivariate dispersion as a measure of beta diversity. **Ecology letters**, v. 9, n. 6, p. 683-693, 2006.

ANDERSON, Marti J. et al. Navigating the multiple meanings of β diversity: a roadmap for the practicing ecologist. **Ecology letters**, v. 14, n. 1, p. 19-28, 2011.

ANGELER, David G.; DRAKARE, Stina; JOHNSON, Richard K. Revealing the organization of complex adaptive systems through multivariate time series modeling. **Ecology and Society**, v. 16, n. 3, 2011.

ANGELER, David G. Revealing a conservation challenge through partitioned long-term beta diversity: Increasing turnover and decreasing nestedness of boreal lake metacommunities. **Diversity and Distributions**, [S. l.], v. 19, n. 7, p. 772–781, 2013. Disponível em: <https://doi.org/10.1111/ddi.12029>

ANON. Agricultural statistical year-book. Ministry of Agriculture and Rural Development, Budapest. 2002.

APHA. Standard methods for the examination of water and wastewater. **21st edn. American Public Health Association**. Washington, DC, 2005.

ARNOT, Jon A. et al. Multimedia modeling of human exposure to chemical substances: the roles of food web biomagnification and biotransformation. **Environmental Toxicology and Chemistry**, v. 29, n. 1, p. 45-55, 2010.

BAETEN, Lander *et al.* Distinguishing between turnover and nestedness in the quantification of biotic homogenization. **Biodiversity and Conservation**, [S. l.], v. 21, n. 6, p. 1399–1409, 2012. Disponível em: <https://doi.org/10.1007/s10531-012-0251-0>

BAISER, Benjamin *et al.* Pattern and process of biotic homogenization in the New Pangaea. **Proceedings of the Royal Society B: Biological Sciences**, [S. l.], v. 279, n. 1748, p. 4772–4777, 2012. Disponível em: <https://doi.org/10.1098/rspb.2012.1651>

BAISER, Benjamin; LOCKWOOD, Julie L. The relationship between functional and taxonomic homogenization. **Global Ecology and Biogeography**, v. 20, n. 1, p. 134-144, 2011.

BALLESTER, M. V. *et al.* Effects of increasing organic matter loading on the dissolved O₂, free dissolved CO₂ and respiration rates in the Piracicaba River basin, Southeast Brazil. **Water Research**, [S. l.], v. 33, n. 9, p. 2119–2129, 1999. Disponível em: [https://doi.org/10.1016/S0043-1354\(98\)00438-2](https://doi.org/10.1016/S0043-1354(98)00438-2)

BARROSO, H. S. **Estrutura das assembleias de bacterioplâncton, arqueoplâncton e fitoplâncton em estuários sob estresses antropogênicos (NE - Brasil)**. [s.l.: s.n.].

BARTON, Philip S. et al. The spatial scaling of beta diversity. **Global Ecology and Biogeography**, v. 22, n. 6, p. 639-647, 2013.

BARWELL, Louise J.; ISAAC, Nick JB; KUNIN, William E. Measuring β -diversity with species abundance data. **Journal of Animal Ecology**, v. 84, n. 4, p. 1112-1122, 2015.

BASANTA, Maria V. et al. Management effects on nitrogen recovery in a sugarcane crop grown in Brazil. *Geoderma*, v. 116, n. 1-2, p. 235-248, 2003.

BASELGA, Andrés. Partitioning the turnover and nestedness components of beta diversity. *Global ecology and biogeography*, v. 19, n. 1, p. 134-143, 2010.

BATÁRY, Péter et al. Landscape-moderated biodiversity effects of agri-environmental management: a meta-analysis. *Proceedings of the Royal Society B: Biological Sciences*, v. 278, n. 1713, p. 1894-1902, 2011.

BECK, Jan; HOLLOWAY, Jeremy D.; SCHWANGHART, Wolfgang. Undersampling and the measurement of beta diversity. *Methods in Ecology and Evolution*, v. 4, n. 4, p. 370-382, 2013.

BELLINGER, Edward G.; SIGEE, David C. **Freshwater algae: identification, enumeration and use as bioindicators**. John Wiley & Sons, 2015.

BENNETT, ELENA M.; CARPENTER, STEPHEN R.; CARACO, NINA F. Human Impact on Erodable Phosphorus and Eutrophication: A Global Perspective. *BioScience*, [S. l.], v. 51, n. 3, p. 227, 2001. Disponível em: [https://doi.org/10.1641/0006-3568\(2001\)051\[0227:hioepa\]2.0.co;2](https://doi.org/10.1641/0006-3568(2001)051[0227:hioepa]2.0.co;2)

BICUDO, Carlos Eduardo de Mattos. Criptógamos do Parque Estadual das Fontes do Ipiranga, São Paulo, SP. *Algas*, 38: Chlorophyceae (Tetrasporales e Siphonocladales). *Hoehnea*, v. 41, p. 337-343, 2014.

BICUDO, Carlos EM; BICUDO, Rosa Maria T. **Algas de águas continentais brasileiras**. Fundação Brasileira para o Desenvolvimento do Ensino de Ciências, 1970.

BICUDO, CE de M.; MENEZES, Mariângela. Gêneros de algas de águas continentais do Brasil. **São Carlos, Rima**, 2006.

BINI, Luis Mauricio et al. Nutrient enrichment is related to two facets of beta diversity for stream invertebrates across the United States. *Ecology*, v. 95, n. 6, p. 1569-1578, 2014.

BLACKBURN, Tim M.; CASSEY, Phillip; LOCKWOOD, Julie L. The role of species traits in the establishment success of exotic birds. *Global Change Biology*, v. 15, n. 12, p. 2852-2860, 2009.

BLOWES, Shane A. et al. The geography of biodiversity change in marine and terrestrial assemblages. *Science*, v. 366, n. 6463, p. 339-345, 2019.

BOHANNAN, B. J. M. AND LENSKI, R. E. The relative importance of competition and predation varies with productivity in a model community. *Am. Nat.* 156, 329–340, 2001

BONNET, M. P.; POULIN, M. Numerical modelling of the planktonic succession in a nutrient-rich reservoir: environmental and physiological factors leading to *Microcystis aeruginosa* dominance. **Ecological modelling**, v. 156, n. 2-3, p. 93-112, 2002.

BORICS, Gábor et al. Which factors affect phytoplankton biomass in shallow eutrophic lakes?. **Hydrobiologia**, v. 714, n. 1, p. 93-104, 2013.

BOYLE, Terence P. Effects of the aquatic herbicide 2, 4-D DMA on the ecology of experimental ponds. *Environmental Pollution Series A, Ecological and Biological*, v. 21, n. 1, p. 35-49, 1980.

BRAGA, Caryne; DE OLIVEIRA, João Alves; CERQUEIRA, Rui. Metacomunidades: uma introdução aos termos e conceitos. **Oecologia Australis**, v. 21, n. 2, 2017.

BRIERLEY, Bill et al. Guidance on the quantitative analysis of phytoplankton in Freshwater Samples. Report to SNIFFER (Project WFD80), Edinburgh, December 2007. 2007.

BRITO, Fábio L.; ROLIM, Mário M.; PEDROSA, Elvira MR. Concentração de cátions presentes no lixiviado de solos tratados com vinhaça. *Engenharia Agrícola*, v. 27, n. 3, p. 773-781, 2007.

BROCK, T. C. M.; LAHR, J.; VAN DEN BRINK, P. J. Ecological risks of pesticides in freshwater ecosystems. *Alterra*, 2000.

BROWN, L. S.; LEAN, D. R. S. Toxicity of selected pesticides to lake phytoplankton measured using photosynthetic inhibition compared to maximal uptake rates of phosphate and ammonium. **Environmental Toxicology and Chemistry**, [S. l.], v. 14, n. 1, p. 93–98, 1995. Disponível em: <https://doi.org/10.1002/etc.5620140111>

BUDNICK, William R. et al. Local and regional drivers of taxonomic homogenization in stream communities along a land use gradient. **Global Ecology and Biogeography**, v. 28, n. 11, p. 1597-1609, 2019.

CARLTON, James T.; GELLER, Jonathan B. Ecological Roulette: The Global Transport of Nonindigenous Marine Organisms. **Science**, [S. l.], v. 261, n. 5117, p. 78–82, 1993. Disponível em: <http://www.jstor.org/stable/2881469>

CARVALHO, Fernando P. Pesticides, environment, and food safety. **Food and Energy Security**, [S. l.], v. 6, n. 2, p. 48–60, 2017. Disponível em: <https://doi.org/10.1002/fes3.108>

CASSELL, E. A. et al. Modeling phosphorus dynamics in ecosystems: mass balance and dynamic simulation approaches. *Journal of environmental quality*, v. 27, n. 2, p. 293-298, 1998.

CASTRO, Diego M. Parreir. de; DOLÉDEC, Sylvain; CALLISTO, Marcos. Land cover disturbance homogenizes aquatic insect functional structure in neotropical savanna streams. **Ecological Indicators**, [S. l.], v. 84, n. April 2017, p. 573–582, 2018. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2017.09.030>

CASTRO, Diego MP et al. Unveiling patterns of taxonomic and functional diversities of stream insects across four spatial scales in the neotropical savanna. **Ecological Indicators**, v. 118, p. 106769, 2020.

CHANTIGNY, Martin H. Dissolved and water-extractable organic matter in soils: a review on the influence of land use and management practices. **Geoderma**, v. 113, n. 3-4, p. 357-380, 2003.

CHASE, Jonathan M. et al. Using null models to disentangle variation in community dissimilarity from variation in α -diversity. **Ecosphere**, v. 2, n. 2, p. 1-11, 2011.

CHASE, Jonathan M. Strong and weak trophic cascades along a productivity gradient. *Oikos*, v. 101, n. 1, p. 187-195, 2003.

CHRISTIE, Fiona J.; HOCHULI, Dieter F. Responses of wasp communities to urbanization: Effects on community resilience and species diversity. **Journal of Insect Conservation**, [S. l.], v. 13, n. 2, p. 213–221, 2009. Disponível em: <https://doi.org/10.1007/s10841-008-9146-5>

CHRISTOFOLETTI, Cintya Aparecida et al. Sugarcane vinasse: environmental implications of its use. *Waste management*, v. 33, n. 12, p. 2752-2761, 2013.

CLAY, Jason. **World agriculture and the environment: a commodity-by-commodity guide to impacts and practices**. Washington: Island Press, 2004. E-book.

CORRE, M. D.; SCHNABEL, R. R.; SHAFFER, J_A. Evaluation of soil organic carbon under forests, cool-season and warm-season grasses in the northeastern US. **Soil Biology and Biochemistry**, v. 31, n. 11, p. 1531-1539, 1999.

COUCH, RICHARD W.; NELSON, EDWARD N. Effects of 2, 4-D on non-target species in Kerr Reservoir. *Mouth*, v. 6, p. 4, 1982.

CROSSETTI, Luciane O.; BICUDO, Carlos E. de M. Structural and functional phytoplankton responses to nutrient impoverishment in mesocosms placed in a shallow

eutrophic reservoir (Garças Pond), São Paulo, Brazil. **Hydrobiologia**, v. 541, n. 1, p. 71-85, 2005.

CRUZ, Patrícia Silva et al. Grupos funcionais em mesoambientes com piscicultura: efeitos da eutrofização artificial na dinâmica e estrutura funcional do fitoplâncton. *Revista verde de Agroecologia e Desenvolvimento Sustentável*, v. 8, n. 2, p. 6, 2013.

DAAM, Michiel A.; VAN DEN BRINK, Paul J. Implications of differences between temperate and tropical freshwater ecosystems for the ecological risk assessment of pesticides. **Ecotoxicology**, v. 19, n. 1, p. 24-37, 2010.

DAAM, Michiel A.; VAN DEN BRINK, Paul J.; NOGUEIRA, António JA. Impact of single and repeated applications of the insecticide chlorpyrifos on tropical freshwater plankton communities. **Ecotoxicology**, v. 17, n. 8, p. 756-771, 2008.

DAR, Draft Assessment Report. Initial risk assessment provided by the rapporteur Member State France for the existing active substance, Fipronil. Council Directive 91/414/EEC, vol. 3, Annex B, B.9, p. 1-190, 2005.

DA SILVA, Apolino JN et al. Alterações físicas e químicas de um Argissolo amarelo sob diferentes sistemas de uso e manejo. *Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental*, v. 10, p. 76-83, 2006.

DA SILVA, Mellissa AS; GRIEBELER, Nori P.; BORGES, Lino C. Uso de vinhaça e impactos nas propriedades do solo e lençol freático. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, v. 11, n. 1, p. 108-114, 2007.

DAVIS, Jenny *et al.* When trends intersect: The challenge of protecting freshwater ecosystems under multiple land use and hydrological intensification scenarios. **Science of the Total Environment**, [S. l.], v. 534, p. 65–78, 2015. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2015.03.127>

DE BELLO, Francesco et al. Partitioning of functional diversity reveals the scale and extent of trait convergence and divergence. **Journal of Vegetation Science**, v. 20, n. 3, p. 475-486, 2009.

DECLERCK, Steven AJ et al. Scale dependency of processes structuring metacommunities of cladocerans in temporary pools of High-Andes wetlands. **Ecography**, v. 34, n. 2, p. 296-305, 2011.

DELORENZO, Marie E.; SCOTT, Geoffrey I.; ROSS, Philippe E. Toxicity of pesticides to aquatic microorganisms: a review. *Environmental Toxicology and Chemistry: An International Journal*, v. 20, n. 1, p. 84-98, 2001.

DELUCA, T. H.; KEENEY, D. R. Soluble organics and extractable nitrogen in paired prairie and cultivated soils of central Iowa. **Soil Science**, v. 155, n. 3, p. 219-228, 1993.

DENOYELLES, Frank. The Responses of Plankton Communities in Experimental Ponds to Atrazine , the Most Heavily Used Pesticide in the United States Author (s): Frank DeNoyelles , W . Dean Kettle , Donald E . Sinn Published by : Ecological Society of America Stable URL : [htt. America](http://htt.America), [S. l.], v. 63, n. 5, p. 1285–1293, 2011.

DEVICTOR, Vincent *et al.* Functional biotic homogenization of bird communities in disturbed landscapes. **Global Ecology and Biogeography**, [S. l.], v. 17, n. 2, p. 252–261, 2008. Disponível em: <https://doi.org/10.1111/j.1466-8238.2007.00364.x>

DEVICTOR, Vincent *et al.* Defining and measuring ecological specialization. **Journal of Applied Ecology**, [S. l.], v. 47, n. 1, p. 15–25, 2010. Disponível em: <https://doi.org/10.1111/j.1365-2664.2009.01744.x>

DIAMOND, M. L.; MACKAY, D.; WELBOURN, P. M. Models of multi-media partitioning of multi-species chemicals: the fugacity/aquivalence approach. **Chemosphere**, v. 25, n. 12, p. 1907-1921, 1992.

DIAS, Janderson Brasil; HUSZAR, Vera LM. O papel dos traços funcionais na ecologia do fitoplâncton continental. **Oecologia Australis**, v. 15, n. 4, p. 799-834, 2011.

DODDS, Walter K.; WHILES, Matt R. **Freshwater ecology**. Second ed. London: Elsevier, 2010. *E-book*. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/C2016-0-03667-7>

DOKULIL, Martin T.; TEUBNER, Katrin. Cyanobacterial dominance in lakes. **Hydrobiologia**, v. 438, n. 1, p. 1-12, 2000.

DONOHUE, Ian *et al.* Nutrient enrichment homogenizes lake benthic assemblages at local and regional scales. **Ecology**, v. 90, n. 12, p. 3470-3477, 2009.

DORNELAS, Maria *et al.* Assemblage time series reveal biodiversity change but not systematic loss. **Science**, v. 344, n. 6181, p. 296-299, 2014.

DOWNING, Amy L. *et al.* Community and ecosystem responses to a pulsed pesticide disturbance in freshwater ecosystems. **Ecotoxicology**, [S. l.], v. 17, n. 6, p. 539–548, 2008. Disponível em: <https://doi.org/10.1007/s10646-008-0211-3>

DUNCAN, Jeffrey R.; LOCKWOOD, Julie L. Spatial homogenization of the aquatic fauna of Tennessee: extinction and invasion following land use change and habitat alteration. In: **Biotic homogenization**. Springer, Boston, MA, 2001. p. 245-257.

ELTON, C. S. **The Ecology of Invasions by Animals and Plants**. First ed. New York: Methuen & co. Ltd., 1958. *E-book*. Disponível em: <https://doi.org/10.2307/2257385>

ENTWISLE, Timothy John; SONNEMAN, Jason A.; LEWIS, Simon H. **Freshwater algae in Australia**. Sainty & Associates, 1997.

ERNST, Raffael; LINSENMAIR, K. Eduard; RÖDEL, Mark-Oliver. Diversity erosion beyond the species level: dramatic loss of functional diversity after selective logging in two tropical amphibian communities. **Biological Conservation**, v. 133, n. 2, p. 143-155, 2006.

FELIX, H. R.; CHOLLET, R.; HARR, J. Use of the cell wall-less alga *Dunaliella bioculata* in herbicide screening tests. **Annals of applied biology**, v. 113, n. 1, p. 55-60, 1988.

FITZHERBERT, Emily B. *et al.* How will oil palm expansion affect biodiversity? **Trends in Ecology and Evolution**, [S. l.], v. 23, n. 10, p. 538–545, 2008. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.tree.2008.06.012>

FLYNN, Dan FB *et al.* Loss of functional diversity under land use intensification across multiple taxa. **Ecology letters**, v. 12, n. 1, p. 22-33, 2009.

FOLEY, Jonathan A. *et al.* Global consequences of land use. **Science**, [S. l.], v. 309, n. 5734, p. 570–574, 2005. Disponível em: <https://doi.org/10.1126/science.1111772>

FOLEY, Jonathan A. *et al.* Solutions for a cultivated planet. [S. l.], 2011. Disponível em: <https://doi.org/10.1038/nature10452>

FOX J, WEISBERG S. *An R Companion to Applied Regression*, Third edition. Sage, Thousand Oaks CA. <https://socialsciences.mcmaster.ca/jfox/Books/Companion/>.2019.

FRANCESCHINI, Iara Maria *et al.* **Algas: uma abordagem filogenética, taxonômica e ecológica**. Artmed Editora, 2009.

FREIRE, Wesley Jorge; CORTEZ, Luís Augusto Barbosa. Vinhaça de cana-de-açúcar. Agropecuária, 2000.

FREUDMANN, Anita *et al.* Impacts of oil palm agriculture on phyllostomid bat assemblages. **Biodiversity and Conservation**, [S. l.], v. 24, n. 14, p. 3583–3599, 2015. Disponível em: <https://doi.org/10.1007/s10531-015-1021-6>

FULLER, P. L.; NICO, G.; WILLIAMS, J. D. Nonindigenous fishes introduced into inland waters of the United States. **American Fisheries Society**, [S. l.], 1999. Bethesda, Md

GÁMEZ-VIRUÉS, Sagrario *et al.* Landscape simplification filters species traits and drives biotic homogenization. **Nature Communications**, [S. l.], v. 6, 2015. Disponível em: <https://doi.org/10.1038/ncomms9568>

GAVA, Glauber José de Castro *et al.* Urea and sugarcane straw nitrogen balance in a soil-sugarcane crop system. *Pesquisa Agropecuária Brasileira*, v. 40, p. 689-695, 2005.

GEIGER, Flavia *et al.* Persistent negative effects of pesticides on biodiversity and biological control potential on European farmland. **Basic and Applied Ecology**, [S. l.], v. 11, n. 2, p. 97–105, 2010. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.baae.2009.12.001>

GEMELGO, M. C. P.; MUCCI, J. L. N.; NAVAS-PEREIRA, D. Population dynamics: seasonal variation of phytoplankton functional groups in Brazilian reservoirs (Billings and Guarapiranga, São Paulo). **Brazilian Journal of Biology**, v. 69, n. 4, p. 1001-1013, 2009.

GIANUCA, Andros T. *et al.* Effects of dispersal and environmental heterogeneity on the replacement and nestedness components of β -diversity. **Ecology**, v. 98, n. 2, p. 525-533, 2017.

GLIBERT, P. M. Margalef revisited: A new phytoplankton mandala incorporating twelve dimensions, including nutritional physiology. **Harmful Algae**, v. 55, p. 25–30, 2016.

GOEDKOOP, Willem; ANGELER, David. Biologiska och vattenkemiska förändringar i arktiska och arktisk/alpina sjöar. 2011.

GOUDIE, Andrew S. **The Human Impact on the Natural Environment: past, present and future**. Seventh ed. [S. l.]: Wiley-Blackwell, 2013. *E-book*.

GOULART, Bianca Veloso *et al.* Matrix effect challenges to quantify 2, 4-D and fipronil in aquatic systems. **Environmental Monitoring and Assessment**, v. 192, n. 12, p. 1-12, 2020.

GUIRY, M.D.; GUIRY, G.M. *AlgaeBase*. World-wide electronic publication, National University of Ireland, Galway. <https://www.algaebase.org>. 2021.

GUNKEL, Günter *et al.* Sugar cane industry as a source of water pollution—Case study on the situation in Ipojuca River, Pernambuco, Brazil. *Water, Air, and Soil Pollution*, v. 180, n. 1, p. 261-269, 2007.

HAYNES, R. J. Labile organic matter as an indicator of organic matter quality in arable and pastoral soils in New Zealand. **Soil Biology and Biochemistry**, v. 32, n. 2, p. 211-219, 2000.

HALSTEAD, Neal T. *et al.* Community ecology theory predicts the effects of agrochemical mixtures on aquatic biodiversity and ecosystem properties. *Ecology Letters*, v. 17, n. 8, p. 932-941, 2014.

HAMILTON, William D.; LENTON, T. M. Spora and Gaia: how microbes fly with their clouds. **Ethology Ecology & Evolution**, v. 10, n. 1, p. 1-16, 1998.

HANAZATO, T. Response of a zooplankton community to insecticide application in experimental ponds: A review and the implications of the effects of chemicals on the structure

and functioning of freshwater communities. **Environmental Pollution**, [S. l.], v. 101, n. 3, p. 361–373, 1998. Disponível em: [https://doi.org/10.1016/S0269-7491\(98\)00053-0](https://doi.org/10.1016/S0269-7491(98)00053-0)

HANAZATO, T. Pesticide effects on freshwater zooplankton: An ecological perspective. **Environmental Pollution**, [S. l.], v. 112, n. 1, p. 1–10, 2001. Disponível em: [https://doi.org/10.1016/S0269-7491\(00\)00110-X](https://doi.org/10.1016/S0269-7491(00)00110-X)

HANSKI, Ilkka; GILPIN, Michael. Metapopulation dynamics: brief history and conceptual domain. **Biological journal of the Linnean Society**, v. 42, n. 1-2, p. 3-16, 1991.

HATAKEYAMA, Shigehisa; SHIRAIISHI, Hiroaki; KOBAYASHI, Norio. Effects of aerial spraying of insecticides on nontarget macrobenthos in a mountain stream. **Ecotoxicology and Environmental Safety**, [S. l.], v. 19, n. 3, p. 254–270, 1990. Disponível em: [https://doi.org/10.1016/0147-6513\(90\)90027-3](https://doi.org/10.1016/0147-6513(90)90027-3)

HAUER, T.; KOMÁREK, J.: Cyanodb 2.0 - On-line database of cyanobacterial genera. - *World-wide electronic publication, Univ. of South Bohemia & Inst. of Botany AS CR*, <http://www.cyanodb.cz>. 2021.

HEINO, Jani et al. Ecological filters and variability in stream macroinvertebrate communities: do taxonomic and functional structure follow the same path?. **Ecography**, v. 30, n. 2, p. 217-230, 2007.

HEINO, Jani. A macroecological perspective of diversity patterns in the freshwater realm. **Freshwater Biology**, v. 56, n. 9, p. 1703-1722, 2011.

HEINO, Jani; MELO, Adriano S.; BINI, Luis M. Reconceptualising the beta diversity-environmental heterogeneity relationship in running water systems. **Freshwater Biology**, v. 60, n. 2, p. 223-235, 2015.

HEINO, Jani; TOLONEN, Kimmo T. Untangling the assembly of littoral macroinvertebrate communities through measures of functional and phylogenetic alpha diversity. **Freshwater Biology**, v. 62, n. 7, p. 1168-1179, 2017.

HENDERSHOT, J. Nicholas et al. Intensive farming drives long-term shifts in avian community composition. **Nature**, v. 579, n. 7799, p. 393-396, 2020.

HILL, Matthew J. et al. Effects of dispersal mode on the environmental and spatial correlates of nestedness and species turnover in pond communities. **Oikos**, v. 126, n. 11, p. 1575-1585, 2017.

HILLEBRAND, Helmut et al. Biodiversity change is uncoupled from species richness trends: Consequences for conservation and monitoring. **Journal of Applied Ecology**, v. 55, n. 1, p. 169-184, 2018.

HOBERG, J. R. GS 26575-Toxicity to Freshwater Diatom, *Navicula pelliculosa*. Study# 13658.6142. Springborn Laboratories. Inc., Wareham, MA, USA, 1999.

HOLL, C. M.; MONTOYA, J. P. Interactions between nitrate uptake and nitrogen fixation in continuous cultures of the marine diazotroph *trichodesmium* (cyanobacteria). **Phycology**, v. 41, p. 1178–1183, 2005.

HOPPENRATH, F. J. R. T. M.; SALDARRIAGA, J. F. Dinoflagellate diversity and distribution. **Biodiversity Conservation**, v. 17 p. 407–418, 2008.

HOUGHTON, Richard A.; HACKLER, Joseph L. **Carbon Flux to the Atmosphere from Land-Use Changes: 1850 to 1990**. Woods Hole, Massachusetts: DE-AC05-00OR22725, 2001. *E-book*.

HOWARTH, Robert W. The development of policy approaches for reducing nitrogen pollution to coastal waters of the USA. *Science in China Series C: Life Sciences*, v. 48, n. 2, p. 791-806, 2005.

HUBBELL, Stephen P. **The unified neutral theory of biodiversity and biogeography (MPB-32)**. Princeton University Press, 2001.

HUBER, Paula et al. Environmental heterogeneity determines the ecological processes that govern bacterial metacommunity assembly in a floodplain river system. **The ISME Journal**, v. 14, n. 12, p. 2951-2966, 2020.

HUTCHINSON, G. E. *Eutrophication: causes, consequences, correctives*. Washington. **Nat. Acad. Sci.** 1969.

INCAGNONE, Giulia et al. How do freshwater organisms cross the “dry ocean”? A review on passive dispersal and colonization processes with a special focus on temporary ponds. **Hydrobiologia**, v. 750, n. 1, p. 103-123, 2015.

ISBELL, Forest *et al.* Nutrient enrichment, biodiversity loss, and consequent declines in ecosystem productivity. **Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America**, [*S. l.*], v. 110, n. 29, p. 11911–11916, 2013. Disponível em: <https://doi.org/10.1073/pnas.1310880110>

JAMONEAU, Aurélien et al. Beta diversity of diatom species and ecological guilds: Response to environmental and spatial mechanisms along the stream watercourse. **Freshwater Biology**, v. 63, n. 1, p. 62-73, 2018.

JESSUP, Christine M. *et al.* Big questions, small worlds: Microbial model systems in ecology. **Trends in Ecology and Evolution**, [*S. l.*], v. 19, n. 4, p. 189–197, 2004. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.tree.2004.01.008>

JIANG, Ze-Pu et al. Effect of long-term vinasse application on physico-chemical properties of sugarcane field soils. *Sugar Tech*, v. 14, n. 4, p. 412-417, 2012.

JOHNSON, Pieter T. J.; OLDEN, Julian D.; VANDER ZANDEN, M. Jake. Dam invaders: Impoundments facilitate biological invasions into freshwaters. **Frontiers in Ecology and the Environment**, [S. l.], v. 6, n. 7, p. 357–363, 2008. Disponível em: <https://doi.org/10.1890/070156>

JURASINSKI, Gerald; RETZER, Vroni; BEIERKUHNLEIN, Carl. Inventory, differentiation, and proportional diversity: a consistent terminology for quantifying species diversity. **Oecologia**, v. 159, n. 1, p. 15-26, 2009.

KALFF, J. et al. Phytoplankton and its dynamics in two tropical lakes: a tropical and temperate zone comparison. **Hydrobiologia**, v. 138, n. 1, p. 161-176, 1986.

KALNAY, Eugenia; CAI, Ming. Impact of urbanization and land-use change on climate. **Nature**, [S. l.], v. 423, n. 6939, p. 528–531, 2003. Disponível em: <https://doi.org/10.1038/nature01675>

KANNAN, A.; UPRETI, Raj K. Influence of distillery effluent on germination and growth of mung bean (*Vigna radiata*) seeds. *Journal of Hazardous Materials*, v. 153, n. 1-2, p. 609-615, 2008.

KENNEDY, J.H., JOHNSON, Z.B., WISE, P.D., JOHNSON, P.C. Model aquatic ecosystems in ecotoxicological research: consideration of design, implementation, and analysis. In: **Hoffman, D.J.**, 1995

KOBRAEI, M. E.; WHITE, D. S. Effects of 2, 4-dichlorophenoxyacetic acid on Kentucky algae: simultaneous laboratory and field toxicity testings. *Archives of environmental contamination and toxicology*, v. 31, n. 4, p. 571-580, 1996.

KOLEFF, Patricia; GASTON, Kevin J.; LENNON, Jack J. Measuring beta diversity for presence–absence data. **Journal of Animal Ecology**, v. 72, n. 3, p. 367-382, 2003.

KRUK, Carla et al. A morphological classification capturing functional variation in phytoplankton. **Freshwater biology**, v. 55, n. 3, p. 614-627, 2010.

KRUK, Carla; DEVERCELLI, Melina; HUSZAR, Vera L. Reynolds Functional Groups: a trait-based pathway from patterns to predictions. **Hydrobiologia**, v. 848, n. 1, p. 113-129, 2021.

LALIBERTÉ, Etienne *et al.* Land-use intensification reduces functional redundancy and response diversity in plant communities. **Ecology Letters**, [S. l.], v. 13, n. 1, p. 76–86, 2010. Disponível em: <https://doi.org/10.1111/j.1461-0248.2009.01403.x>

LAPOLA, David M. *et al.* Indirect land-use changes can overcome carbon savings from biofuels in Brazil. **Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America**, [S. l.], v. 107, n. 8, p. 3388–3393, 2010. Disponível em: <https://doi.org/10.1073/pnas.0907318107>

LAWTON, John H. Ecological experiments with model systems. **Science**, [S. l.], v. 269, n. 5222, p. 328–331, 1995. Disponível em: <https://doi.org/10.1126/science.269.5222.328>

LAY, J. P. *et al.* In situ pond mesocosms for ecotoxicological long-term studies. **Chemosphere**, [S. l.], v. 26, n. 6, p. 1137–1150, 1993.

LEBOUCHER, Thibault *et al.* Diatom β -diversity in streams increases with spatial scale and decreases with nutrient enrichment across regional to sub-continental scales. **Journal of Biogeography**, [S. l.], v. 46, n. 4, p. 734–744, 2019. Disponível em: <https://doi.org/10.1111/jbi.13517>.

LEGENDRE, Pierre; BORCARD, Daniel; PERES-NETO, Pedro R. Analyzing beta diversity: partitioning the spatial variation of community composition data. **Ecological monographs**, v. 75, n. 4, p. 435–450, 2005.

LEGENDRE Pierre, GALLAGHER Eugene D. Ecologically meaningful transformations for ordination of species data. **Oecologia**, 129, 271–280, 2001.

LEIBOLD, Mathew A. *et al.* The metacommunity concept: a framework for multi-scale community ecology. **Ecology letters**, v. 7, n. 7, p. 601–613, 2004.

LEITÃO, Rafael P. *et al.* Rare species contribute disproportionately to the functional structure of species assemblages. **Proceedings of the Royal Society B: Biological Sciences**, [S. l.], v. 283, n. 1828, 2016. Disponível em: <https://doi.org/10.1098/rspb.2016.0084>

LENTH, Russel V. *R package emmeans: Estimated marginal means*. <https://rdocumentation.org/packages/emmeans/versions/1.7.0>. 2021.

LIGEIRO, Raphael *et al.* Defining quantitative stream disturbance gradients and the additive role of habitat variation to explain macroinvertebrate taxa richness. **Ecological indicators**, v. 25, p. 45–57, 2013.

LINDENMAYER, David; CUNNINGHAM, Saul; YOUNG, Andrew. **LAND USE INTENSIFICATION Effects on Agriculture , Biodiversity and**. Australia: CSIRO, 2012. *E-book*.

LINDHOLM, Marja *et al.* Temporal beta diversity of lake plants is determined by concomitant changes in environmental factors across decades. **Journal of Ecology**, v. 109, n. 2, p. 819–832, 2021.

LOGUE, Jürg B. et al. Empirical approaches to metacommunities: a review and comparison with theory. **Trends in ecology & evolution**, v. 26, n. 9, p. 482-491, 2011.

LOZANO, Verónica Laura et al. Effects of glyphosate and 2, 4-D mixture on freshwater phytoplankton and periphyton communities: a microcosms approach. **Ecotoxicology and environmental safety**, v. 148, p. 1010-1019, 2018.

LYRA, Marília RCC; ROLIM, Mário M.; SILVA, José A. Topossequência de solos fertigados com vinhaça: contribuição para a qualidade das águas do lençol freático. *Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental*, v. 7, p. 525-532, 2003.

MACKAY, Don; ARNOT, Jon A. The application of fugacity and activity to simulating the environmental fate of organic contaminants. **Journal of Chemical & Engineering Data**, v. 56, n. 4, p. 1348-1355, 2011.

MAGALHÃES, F. S. Utilização do fitoplâncton como instrumento de avaliação em programas de monitoramento nos ecossistemas aquáticos costeiros. Estudo de caso: Laguna de Araruama/RJ. 2012. 160 p. **Dissertação (Mestrado em Engenharia Ambiental) - Universidade do Estado do Rio de Janeiro (UERJ)**

MAGURRAN, Anne E. et al. Divergent biodiversity change within ecosystems. **Proceedings of the National Academy of Sciences**, v. 115, n. 8, p. 1843-1847, 2018.

Magurran, A. E. Measuring biological diversity. *Current Biology*, 31(19), R1174-R1177. 2021

MAGURRAN, Anne E. et al. Temporal β diversity—A macroecological perspective. **Global Ecology and Biogeography**, v. 28, n. 12, p. 1949-1960, 2019.

MARTINELLI, Luiz A.; FILOSO, Solange. Expansion of sugarcane ethanol production in Brazil: Environmental and social challenges. **Ecological Applications**, [S. l.], v. 18, n. 4, p. 885–898, 2008. Disponível em: <https://doi.org/10.1890/07-1813.1>

MATSON, P. A. *et al.* Agricultural intensification and ecosystem properties. **Science**, [S. l.], v. 277, n. 5325, p. 504–509, 1997. Disponível em: <https://doi.org/10.1126/science.277.5325.504>

MAYFIELD, Margaret M.; LEVINE, Jonathan M. Opposing effects of competitive exclusion on the phylogenetic structure of communities. **Ecology Letters**, [S. l.], v. 13, n. 9, p. 1085–1093, 2010. Disponível em: <https://doi.org/10.1111/j.1461-0248.2010.01509.x>

MCCOLLUM, R. E. Buildup and decline in soil phosphorus: 30-year trends on a Typic Umprabuult. *Agronomy Journal*, v. 83, n. 1, p. 77-85, 1991.

MCKINNEY, Michael L.; LOCKWOOD, Julie L. Taxonomic and ecological enhancement of homogenization. **Tree**, [S. l.], v. 5347, n. Table 1, p. 450–453, 1999. Disponível em: [https://doi.org/10.1016/S0169-5347\(99\)01679-1](https://doi.org/10.1016/S0169-5347(99)01679-1)

MCKINNEY, Michael L.; LOCKWOOD, Julie L. Chapter 1 Biotic Homogenization : A Sequential and Selective Process. [S. l.], p. 1–17, 2001.

MCCUNE, Bruce; GRACE, James B.; URBAN, Dean L. **Analysis of ecological communities**. Gleneden Beach, OR: MjM software design, 2002.

MCGILL, Brian J. et al. Fifteen forms of biodiversity trend in the Anthropocene. **Trends in ecology & evolution**, v. 30, n. 2, p. 104-113, 2015.

MELO, Klivia Rilavia Paiva da Silva et al. **Estratégias adaptativas do fitoplâncton e aplicação do índice de grupos funcionais: ferramentas para a conservação de ecossistemas rasos do semiárido brasileiro**. 2012. Tese de Mestrado. Centro de Ciências Biológicas e de Saúde. 77 p.

MENEZES, Mariângela et al. Update of the Brazilian floristic list of Algae and Cyanobacteria. **Rodriguésia**, v. 66, p. 1047-1062, 2015.

MENGEL, Konrad; SCHNEIDER, Birgit; KOSEGARTEN, Harald. Nitrogen compounds extracted by electroultrafiltration (EUF) or CaCl₂ solution and their relationships to nitrogen mineralization in soils. **Journal of Plant Nutrition and Soil Science**, v. 162, n. 2, p. 139-148, 1999.

MEYER, Kyle M. *et al.* Use of RNA and DNA to Identify Mechanisms of Bacterial Community Homogenization. **Frontiers in Microbiology**, [S. l.], v. 10, n. September, p. 1–13, 2019. Disponível em: <https://doi.org/10.3389/fmicb.2019.02066>

MONCHAMP, Marie Eve *et al.* Homogenization of lake cyanobacterial communities over a century of climate change and eutrophication. **Nature Ecology and Evolution**, [S. l.], v. 2, n. 2, p. 317–324, 2018. Disponível em: <https://doi.org/10.1038/s41559-017-0407-0>

MONDY, Cédric P.; USSEGLIO-POLATERA, Philippe. Using fuzzy-coded traits to elucidate the non-random role of anthropogenic stress in the functional homogenisation of invertebrate assemblages. **Freshwater Biology**, [S. l.], v. 59, n. 3, p. 584–600, 2014. Disponível em: <https://doi.org/10.1111/fwb.12289>

MOYLE, Peter B.; MOUNT, Jeffrey F. Homogenous rivers, homogenous faunas. **Proceedings of the National Academy of Sciences**, v. 104, n. 14, p. 5711-5712, 2007.

NAYLOR, Rosamond L. *et al.* **Aquaculture-A Gateway for Exotic Species**. [S. l.], v. 294, n. 5547, p. 1655–1656, 2016.

NEWBOLD, Tim *et al.* Global effects of land use on local terrestrial biodiversity. **Nature**, v. 520, n. 7545, p. 45-50, 2015.

NISHIMURA, P. Y., MOSCHINI-CARLOS, V., & POMPÊO, M. (2015). O estudo Fitoplâncton com base nos grupos funcionais: origens e um vislumbre sobre seu futuro. In *Ecologia de reservatórios e interfaces* (p. 460). São Paulo: Instituto de Biociências. Recuperado de http://ecologia.ib.usp.br/reservatorios/PDF/Cap.9_Grupos_funcionais.pdf

NIXDORF, Brigitte; MISCHKE, Ute; RÜCKER, Jacqueline. Phytoplankton assemblages and steady state in deep and shallow eutrophic lakes—an approach to differentiate the habitat properties of Oscillatoriales. In: **Phytoplankton and Equilibrium Concept: The Ecology of Steady-State Assemblages**. Springer, Dordrecht, 2003. p. 111-121.

NOGUEIRA, I. de S.; LEANDRO-RODRIGUES, N. C. Algas planctônicas de um lago artificial do Jardim Botânico Chico Mendes, Goiânia, Goiás: Florística e algumas considerações ecológicas. **Revista brasileira de Biologia**, v. 59, p. 377-395, 1999.

ODUM, Eugene P. The mesocosm. **BioScience**, v. 34, n. 9, p. 558-562, 1984.

OKOLODKOV, Yuri B. *Protoperidinium* Bergh (Dinophyceae) del Parque Nacional Sistema Arrecifal Veracruzano, Golfo de México, con clave de identificación. *Acta botánica mexicana*, n. 84, p. 93-149, 2008.

OKOLODKOV, Yuri B. Dinophysiales (Dinophyceae) of the National Park Sistema Arrecifal Veracruzano, Gulf of Mexico, with a key for identification. **Acta botánica mexicana**, n. 106, p. 9-71, 2014.

OLDEN, Julian D. Biotic homogenization: a new research agenda for conservation biogeography. **Journal of Biogeography**, v. 33, n. 12, p. 2027-2039, 2006.

OKSANEN, Jari F.; BLANCHET, Guillaume; FRIENDLY, Michael; KINDT, Roeland; LEGENDRE, Pierre; MCGLINN, Dan; MINCHIN, Peter R.; O'HARA, R. B.; SIMPSON, Gavin L.; SOLYMOS, Peter; STEVENS, M. Henry H.; SZOECS, Eduard; WAGNER, Helene. 2020. vegan: Community Ecology Package. R package version 2.5-7. <https://CRAN.R-project.org/package=vegan>

OLDEN, Julian D. *et al.* Ecological and evolutionary consequences of biotic homogenization. **Trends in ecology & evolution**, v. 19, n. 1, p. 18-24, 2004.

OLDEN, Julian D.; POFF, N. Le Roy. Toward a Mechanistic Understanding and Prediction of Biotic Homogenization. **American Naturalist**, [S. l.], v. 162, n. 4, p. 442–460, 2003. Disponível em: <https://doi.org/10.1086/378212>

OLDEN, Julian D.; ROONEY, Thomas P. On defining and quantifying biotic homogenization. **Global Ecology and Biogeography**, [S. l.], v. 15, n. 2, p. 113–120, 2006. Disponível em: <https://doi.org/10.1111/j.1466-822X.2006.00214.x>

PADISÁK, Judit; CROSSETTI, Luciane O.; NASELLI-FLORES, Luigi. Use and misuse in the application of the phytoplankton functional classification: a critical review with updates. **Hydrobiologia**, v. 621, n. 1, p. 1-19, 2009.

PADISÁK, Judit et al. Dominant species, functional assemblages and frequency of equilibrium phases in late summer phytoplankton assemblages in Hungarian small shallow lakes. **Hydrobiologia**, v. 502, n. 1, p. 157-168, 2003.

PADISÁK, J., REYNOLDS, C.S. Shallow lakes: the absolute, the relative, the functional and the pragmatic. **Hydrobiologia** v. 506, p. 1–11, 2003. <https://doi.org/10.1023/B:HYDR.0000008630.49527.29>

PASSY, Sophia I.; BLANCHET, F. Guillaume. Algal communities in human-impacted stream ecosystems suffer beta-diversity decline. **Diversity and Distributions**, v. 13, n. 6, p. 670-679, 2007.

PELINSON, Rodolfo Mei. Effects of local processes and spatial isolation on freshwater community assembly: a simulation of land-use intensification. Orientador: Luís César Schiesari. 2020. 159 p. **Tese (Doutorado em Ecologia)** - Instituto de Biociências, Universidade de São Paulo, [S. l.], 2020.

PÉREZ-ROCHA, Mariana et al. Correlates of different facets and components of beta diversity in stream organisms. **Oecologia**, v. 191, n. 4, p. 919-929, 2019.

PETERSON, Hans G. *et al.* Aquatic phyto-toxicity of 23 pesticides applied at Expected Environmental Concentrations. **Aquatic toxicology**, [S. l.], v. 28, p. 275–292, 1994.

PESTICIDE PROPERTIES DATABASE. **2,4-D (Ref: L 208)**. University of Hertfordshire. Disponível em: <http://sitem.herts.ac.uk/aeru/footprint/es/Reports/4.htm>. Acesso realizado em: 24 de julho de 2020.

PESTICIDE PROPERTIES DATABASE. **Fipronil (Ref: BAS 3501)**. University of Hertfordshire. Disponível em: <http://sitem.herts.ac.uk/aeru/footprint/es/Reports/316.htm>. Acesso realizado em: 24 de julho de 2020.

PETSCH, Danielle Katharine. Causes and consequences of biotic homogenization in freshwater ecosystems. **International Review of Hydrobiology**, [S. l.], v. 101, n. 3–4, p. 113–122, 2016. Disponível em: <https://doi.org/10.1002/iroh.201601850>

PHILLIPS, Helen R. P.; NEWBOLD, Tim; PURVIS, Andy. Land-use effects on local biodiversity in tropical forests vary between continents. **Biodiversity and Conservation**, [S. l.], v. 26, n. 9, p. 2251–2270, 2017. Disponível em: <https://doi.org/10.1007/s10531-017-1356-2>

PIELKE, Roger A. *et al.* The influence of land-use change and landscape dynamics on the climate system: Relevance to climate-change policy beyond the radiative effect of greenhouse gases. **Capturing Carbon and Conserving Biodiversity: The Market Approach**, [S. l.], p. 157–172, 2013. Disponível em: <https://doi.org/10.4324/9781849770682>

PILLAR, V. D. How can we define optimal plant functional types. In: **Proceedings of the 43th IAVS Symposium**. 2000. p. 352-356.

PIMENTEL, Reinaldo Reis; DE SOUSA NOGUEIRA, Ina; FARIA, Maria Tereza. CARACTERIZAÇÃO DA COMUNIDADE DE ALGAS FITOPLANCTÔNICAS DO LAGO VACA BRAVA GOIÂNIA (GO). **REVISTA UNIARAGUAIA**, v. 7, n. 7, p. 311-324, 2015.

PIMM, Stuart L.; RAVEN, Peter. Effect of vibrations on moving vehicle and applied research on passive vibrations isolation. *Nature*, [S. l.], v. 403, p. 843–845, 2000.

PIONKE, H. B. et al. Hydrological and chemical controls on phosphorus loss from catchments. *Hydrological and chemical controls on phosphorus loss from catchments.*, p. 225-242, 1997.

POORMAN, Albert E. Effects of pesticides on *Euglena gracilis*. I. growth studies. *Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology*, v. 10, n. 1, p. 25-28, 1973.

POR, Francis Dov. **Ecological Studies: Analysis and Synthesis**. First ed. [S. l.]: Springer Berlin Heidelberg, 1978. E-book. Disponível em: <https://doi.org/10.1038/086431a0>

PRADO, Renato de Mello; CAIONE, Gustavo; CAMPOS, Cid Naudi Silva. Filter cake and vinasse as fertilizers contributing to conservation agriculture. *Applied and Environmental Soil Science*, v. 2013, 2013.

PRESCOTT, W. **The Freshwater Algae**. Dubuque, Iowa: WM. C. Brown Company, 1954. *E-book*.

QUIDEAU, S. A.; BOCKHEIM, J. G. **Biogeochemical cycling following planting to red pine on a sandy prairie soil**. American Society of Agronomy, Crop Science Society of America, and Soil Science Society of America, 1997.

RAHEL, Frank J. Homogenization, differentiation, and the widespread alteration of fish faunas. In: **Community ecology of stream fishes: concepts, approaches, and techniques**. American Fisheries Society, Symposium. 2010. p. 311-326.

RAHEL, Frank J. **Homogenization of freshwater faunas**. [S. l.], p. 291–315, 2002. Disponível em: <https://doi.org/10.1146/annurev.ecolsys.33.010802.150429>

RAHEL, Frank J.; OLDEN, Julian D. Assessing the effects of climate change on aquatic invasive species. **Conservation Biology**, [S. l.], v. 22, n. 3, p. 521–533, 2008. Disponível em: <https://doi.org/10.1111/j.1523-1739.2008.00950.x>

RAR, Renewal Assessment Report. Hellenic Ministry of Rural Development and Agriculture. Vol. 3, Annex B.9, p. 1-242, 2013

RATTNER, B.A.; BURTON JR, G.A.; CAIRNS JR, J. (Eds.), **Handbook of Ecotoxicology**. CRC Press, Florida, pp. 117–162.

RELYEA, Rick A. A cocktail of contaminants: how mixtures of pesticides at low concentrations affect aquatic communities. *Oecologia*, v. 159, n. 2, p. 363-376, 2009.

RELYEA, Rick A.; SCHOEPPNER, Nancy M.; HOVERMAN, Jason T. Pesticides and amphibians: The importance of community context. **Ecological Applications**, [S. l.], v. 15, n. 4, p. 1125–1134, 2005. Disponível em: <https://doi.org/10.1890/04-0559>

RESENDE, Alexander Silva de et al. Efeito da queima da palhada da cana-de-açúcar e de aplicações de vinhaça e adubo nitrogenado em características tecnológicas da cultura. *Revista Brasileira de Ciência do Solo*, v. 30, p. 937-941, 2006.

RESENDE, Juliana Cristina de. Efeitos diretos e indiretos do agrotóxico Vertimec 18 CE e de girinos de *Lithobates catesbeianus* nos ecossistemas de água doce: um estudo em mesocosmos. Orientador: Evaldo Luiz Gaeta Espíndola. 2015. 186 p. **Tese (Doutorado em Ciências)** - Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo, [S. l.], 2015.

REYNOLDS, C. S. **Ecology of Phytoplankton**. New York: Cambridge University Press, 2006. *E-book*.

REYNOLDS, C. S. Functional morphology and the adaptive strategies of freshwater phytoplankton. **Growth and reproductive strategies of freshwater phytoplankton**, p. 388-433, 1988.

REYNOLDS, Colin S. Variability in the provision and function of mucilage in phytoplankton: facultative responses to the environment. **Hydrobiologia**, v. 578, n. 1, p. 37-45, 2007.

REYNOLDS, C. S.; HUSZAR, V.; KRUK, C.; NASELLI-FLORES, L.; MELO, S. Towards a functional classification of the freshwater phytoplankton. *J. Plankton Res.*, v. 24, n. 5, p. 417-428, 2002.

REYNOLDS, Colin S. **Vegetation processes in the pelagic: a model for ecosystem theory**. 1997.

ROHR, Jason R.; KERBY, Jacob L.; SIH, Andrew. Community ecology as a framework for predicting contaminant effects. **Trends in Ecology and Evolution**, [S. l.], v. 21, n. 11, p. 606–613, 2006. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.tree.2006.07.002>

ROSAL, CAMILA. **Estrutura e dinâmica da comunidade fitoplanctônica de quatro reservatórios com diferentes graus de trofia, Bacia do Alto Tietê, SP, Brasil**. 2014. Tese de Doutorado. Instituto de Botânica. 97 p.

ROSSET, Jean Sérgio et al. Agricultura convencional versus sistemas agroecológicos: modelos, impactos, avaliação da qualidade e perspectivas. **Scientia Agraria Paranaensis**, v. 13, n. 2, p. 80-94, 2014.

ROUND, F. E. 1971. The growth and succession of algal populations in freshwaters. *Mitt. Int. Ver. Theor. Angew. Limnol.* 19:70-79

ROY, Shovonlal; CHATTOPADHYAY, J. Towards a resolution of ‘the paradox of the plankton’: A brief overview of the proposed mechanisms. **Ecological complexity**, v. 4, n. 1-2, p. 26-33, 2007.

RUSANOV, Alexander G. et al. Relative importance of climate and spatial processes in shaping species composition, functional structure and beta diversity of phytoplankton in a large river. **Science of The Total Environment**, v. 807, p. 150891, 2022.

SALA, Osvaldo E. *et al.* Global biodiversity scenarios for the year 2100. **Science**, [S. l.], v. 287, n. 5459, p. 1770–1774, 2000. Disponível em: <https://doi.org/10.1126/science.287.5459.1770>

SCHEFFER, M.; RINALDI, S.; GRAGNANI, A.; MUR, L.R. and VAN NES, E. H. On the dominance of filamentous cyanobacteria in shallow, turbid lakes. **Ecology** 78 (1): 272-282, 1997.

SCHIESARI, Luis *et al.* Pesticide use and biodiversity conservation in the Amazonian agricultural frontier. **Philosophical Transactions of the Royal Society B: Biological Sciences**, [S. l.], v. 368, n. 1619, 2013. Disponível em: <https://doi.org/10.1098/rstb.2012.0378>

SCHIESARI, Luis; CORRÊA, Décio T. Consequences of agroindustrial sugarcane production to freshwater biodiversity. **GCB Bioenergy**, [S. l.], v. 8, n. 3, p. 644–657, 2016. Disponível em: <https://doi.org/10.1111/gcbb.12279>

SCHIESARI, Luis; GRILLITSCH, Britta. Pesticides meet megadiversity in the expansion of biofuel crops. **Frontiers in Ecology and the Environment**, [S. l.], v. 9, n. 4, p. 215–221, 2011. Disponível em: <https://doi.org/10.1890/090139>

SCHIESARI, Luis; LEIBOLD, Mathew A.; BURTON JR, G. Allen. Metacommunities, metaecosystems and the environmental fate of chemical contaminants. **Journal of applied ecology**, v. 55, n. 3, p. 1553-1563, 2018.

SCHINDLER, David W. Evolution of phosphorus limitation in lakes: natural mechanisms compensate for deficiencies of nitrogen and carbon in eutrophied lakes. *Science*, v. 195, n. 4275, p. 260-262, 1977.

SCHINDLER, D.W., FEE, E. J. Experimental Lakes Area: Whole-lake experiments in eutrophication. **J. Fish. Res. Bd. Can.** 31:937-53, 1974

SCHINDLER, D. W., FEE, E. J., RUSZCZYNSKI, T. Phosphorus input and its consequences for phytoplankton standing crop in the Experimental Lakes Area and similar lakes. **J. Fish. Res. Bd. Can.** 35:190-96, 1978

SCHWEIGER, Oliver *et al.* Functional richness of local hoverfly communities (Diptera, Syrphidae) in response to land use across temperate Europe. **Oikos**, v. 116, n. 3, p. 461-472, 2007.

SCORZA JÚNIOR, Rômulo Penna; FRANCO, André Andrade. A temperatura e umidade na degradação de fipronil em dois solos de Mato Grosso do Sul. *Ciência Rural*, v. 43, n. 7, p. 1203-1209, 2013.

SCOTT, Brian F.; DICKMAN, Michael D.; HAYES, Patricia. Effects of 2, 4-D on natural phytoplankton systems in association with *Myriophyllum spicatum*: With 6 figures in the text. **Internationale Vereinigung für theoretische und angewandte Limnologie: Verhandlungen**, v. 22, n. 4, p. 2437-2446, 1985.

SHARMA, Naveen Kumar; SINGH, Surendra; RAI, Ashwani K. Diversity and seasonal variation of viable algal particles in the atmosphere of a subtropical city in India. **Environmental research**, v. 102, n. 3, p. 252-259, 2006.

SILVA, Núbia. **Dinâmica de grupos funcionais do fitoplâncton em lagos com diferentes estados de equilíbrio**. 2016. Tese de Mestrado. Centro de Ciências Agrárias. 79 p.

SINGH, Prashant Kumar; SHRIVASTAVA, Alok Kumar. Role of initial cell density of algal bioassay of toxic chemicals. *Journal of basic microbiology*, v. 56, n. 7, p. 812-819, 2016.

SCHOPF, J. W. et al. *Ecology of Cyanobacteria II*. New York: **Springer**, 2012

SOININEN, Janne; LENNON, Jack J.; HILLEBRAND, Helmut. A multivariate analysis of beta diversity across organisms and environments. **Ecology**, v. 88, n. 11, p. 2830-2838, 2007.

SONG, Yaling. Insight into the mode of action of 2, 4-dichlorophenoxyacetic acid (2, 4-D) as an herbicide. *Journal of integrative plant biology*, v. 56, n. 2, p. 106-113, 2014.

SIQUEIRA, Tadeu; LACERDA, Camila Gajaj-levra Teixeira; SAITO, Victor S. How Does Landscape Modification Induce Biological Homogenization in Tropical Stream Metacommunities? **Biotropica**, [S. l.], v. 47, n. 4, p. 509–516, 2015.

SMITH, V. H.; TILMAN, G. D.; NEKOLA, J. C. Eutrophication: impacts of excess nutrient inputs on freshwater, marine and terrestrial ecosystems. **Environmental Pollution**, [S. l.], p. 179–196, 1999. Disponível em: <https://doi.org/10.1002/iroh.201101498>

SRIVASTAVA, Diane S. *et al.* Are natural microcosms useful model systems for ecology? **Trends in Ecology and Evolution**, [S. l.], v. 19, n. 7, p. 379–384, 2004. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.tree.2004.04.010>

STANKOVIĆ, I., UDOVIČ, M.G., BORICS, G.. Phytoplankton. Joint Danube Survey 4, Final Scientific Report. **ICPDR – International Commission for the Protection of the Danube River**. 565p., 2020.

STIGLIANI, William M. et al. Chemical time bombs: predicting the unpredictable. *Environment: Science and policy for sustainable development*, v. 33, n. 4, p. 4-30, 1991.

SUN, Jun; LIU, Dongyan. Geometric models for calculating cell biovolume and surface area for phytoplankton. **Journal of plankton research**, v. 25, n. 11, p. 1331-1346, 2003.

TILMAN, D.; KILHAM, S. S.; KILHAM, P. Phytoplankton community ecology: the role of limiting nutrients. **Annual review of ecology and systematics. Volume 13**, [S. l.], v. 13, n. 1982, p. 349–372, 1982. Disponível em: <https://doi.org/10.1146/annurev.es.13.110182.002025>

TILMAN, David *et al.* **Forecasting Agriculturally Driven Global Environmental Change**. [S. l.], v. 292, p. 281–284, 2001.

TINGLE, C. C. D. et al. Health and environmental effects of fipronil. Briefing paper for Pesticides Action Network, UK, v. 22, p. 103-118, 2000.

TINGLE, Colin CD et al. Fipronil: environmental fate, ecotoxicology, and human health concerns. **Reviews of environmental contamination and toxicology**, p. 1-66, 2003.

TITEUX, Nicolas *et al.* Biodiversity scenarios neglect future land-use changes. **Global change biology**, [S. l.], v. 22, n. 7, p. 2505–2515, 2016. Disponível em: <https://doi.org/10.1111/gcb.13272>

TOLOTTI, Monica; BOSCAINI, Adriano; SALMASO, Nico. Comparative analysis of phytoplankton patterns in two modified lakes with contrasting hydrological features. **Aquatic sciences**, v. 72, n. 2, p. 213-226, 2010.

TORRES, A. Marie Ramirez; O'FLAHERTY, Larrance M. Influence of pesticides on *Chlorella*, *Chlorococcum*, *Stigeoclonium* (Chlorophyceae), *Tribonema*, *Vaucheria* (Xanthophyceae) and *Oscillatoria* (Cyanophyceae). **Phycologia**, v. 15, n. 1, p. 25-36, 1976.

TRIVELIN, Paulo Cesar Ocheuze et al. Perdas do nitrogênio da uréia no sistema solo-planta em dois ciclos de cana-de-açúcar. *Pesquisa Agropecuária Brasileira*, v. 37, p. 193-201, 2002.

TUCCI, Andrea. **Sucessão da comunidade fitoplanctônica de um reservatório urbano e eutrófico, São Paulo, SP, Brasil**. 2002. Tese de Doutorado, Universidade Estadual Paulista, Rio Claro 274 p.

VADIVEL, Rajagopal et al. Significance of vinasses waste management in agriculture and environmental quality-Review. *African Journal of Agricultural Research*, v. 9, n. 38, p. 2862-2873, 2014.

VALDERRAMA, J. C. The simultaneous analysis of total nitrogen and total phosphorus in natural waters. **Marine Chemistry**, 10, pp. 109-122, 1981.

VANDERMEER, John H. **The Ecology of Agroecosystems**. [S. l.]: Jones and Bartlett Publishers, 2011. *E-book*.

VELLEND, Mark et al. Global meta-analysis reveals no net change in local-scale plant biodiversity over time. **Proceedings of the National Academy of Sciences**, v. 110, n. 48, p. 19456-19459, 2013.

VELLEND, Mark. Do commonly used indices of β -diversity measure species turnover?. **Journal of Vegetation Science**, v. 12, n. 4, p. 545-552, 2001.

VELLEND, Mark et al. Global meta-analysis reveals no net change in local-scale plant biodiversity over time. **Proceedings of the National Academy of Sciences**, v. 110, n. 48, p. 19456-19459, 2013.

VILLÉGER, Sébastien; GRENOUILLET, Gaël; BROSSE, Sébastien. Decomposing functional β -diversity reveals that low functional β -diversity is driven by low functional turnover in European fish assemblages. **Global Ecology and Biogeography**, v. 22, n. 6, p. 671-681, 2013.

VITOUSEK, Peter M. *et al.* Human domination of Earth's ecosystems. **Science**, [S. l.], v. 277, n. 5325, p. 494-499, 1997. Disponível em: <https://doi.org/10.1126/science.277.5325.494>

WEHR, John D.; SHEATH, Robert G.; KOCIOLEK, J. Patrick (Ed.). **Freshwater algae of North America: ecology and classification**. Elsevier, 2015.

WERNER, V. R. Cyanophyceae/Cyanobacteria no sistema de lagoas e lagoas da planície costeira do estado do Rio Grande do Sul, Brasil. **Rio Claro, UNESP, 363p (Tese)**, 2002.

WERNER, Earl E. Ecological experiments and a research program in community ecology. **Ecological experiments**, [S. l.], p. 1-18, 1998. Disponível em: <https://doi.org/10.1017/CBO9781107415324.004>

WETZEL, Robert G. **Limnology: Lake and River Ecosystems**. Third ed. [S. l.]: Academic Press, 2001. *E-book*. Disponível em: <https://doi.org/10.1063/1.3224729>

WHITTAKER, Robert Harding. Vegetation of the Siskiyou mountains, Oregon and California. **Ecological monographs**, v. 30, n. 3, p. 279-338, 1960.

WICKHAM, Hadley; BRYAN, Jennifer. 2019. readxl: Read Excel Files. R package version 1.3.1. <https://CRAN.R-project.org/package=readxl>

WILSON, David Sloan. Complex interactions in metacommunities, with implications for biodiversity and higher levels of selection. **Ecology**, v. 73, n. 6, p. 1984-2000, 1992.

WINEGARDNER, Amanda K. et al. The terminology of metacommunity ecology. **Trends Ecol Evol**, v. 27, n. 5, p. 253-254, 2012.

WOJCIECHOWSKI, Juliana et al. Temporal variation in phytoplankton beta diversity patterns and metacommunity structures across subtropical reservoirs. **Freshwater Biology**, v. 62, n. 4, p. 751-766, 2017.

WOOD, Rebecca J. et al. How benthic diatoms within natural communities respond to eight common herbicides with different modes of action. *Science of the total environment*, v. 557, p. 636-643, 2016.

WU, C. et al. Nitrogen Fixation by *Trichodesmium* and unicellular diazotrophs in the northern South China Sea and the Kuroshio in summer. **Scientific Reports**, v. 8, n. 1, p. 1–12, 2018.

ZECH, Wolfgang; HAUMAIER, Ludwig; HEMPFLING, Reinhold. Ecological aspects of soil organic matter in tropical land use. **Humic substances in soil and crop sciences: Selected readings**, p. 187-202, 1990.

ZHANG, You *et al.* Nutrient enrichment homogenizes taxonomic and functional diversity of benthic macroinvertebrate assemblages in shallow lakes. **Limnology and Oceanography**, [S. l.], v. 64, n. 3, p. 1047–1058, 2019. Disponível em: <https://doi.org/10.1002/lno.11096>

ZEVENBOOM, W., MUR, L. R. 1980. N₂-fixing Cyanobacteria: Why they do not become dominant in Dutch, hypertrophic lakes. **Dev. Hydrobiol.** 2:123-30