

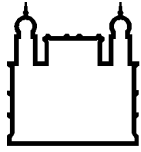
MINISTÉRIO DA SAÚDE
FUNDAÇÃO OSWALDO CRUZ
INSTITUTO OSWALDO CRUZ

Mestrado em Programa de Pós-Graduação Biodiversidade e Saúde

**AVALIAÇÃO DA ECO-EXÉRGIA DA COMUNIDADE DE
MACROINVERTEBRADOS COMO INDICADORA DA QUALIDADE
ECOLÓGICA DE RIOS DA MATA ATLÂNTICA**

RAFAEL DELLAMARE DA SILVA

Rio de Janeiro
Junho de 2017



Ministério da Saúde

FIOCRUZ
Fundação Oswaldo Cruz

INSTITUTO OSWALDO CRUZ
Programa de Pós-Graduação em Biodiversidade e Saúde

RAFAEL DELLAMARE DA SILVA

AVALIAÇÃO DA ECO-EXÉRGIA DA COMUNIDADE DE
MACROINVERTEBRADOS COMO INDICADORA DA QUALIDADE
ECOLÓGICA DE RIOS DA MATA ATLÂNTICA

Dissertação apresentada ao Instituto
Oswaldo Cruz como parte dos
requisitos para obtenção do título de
Mestre em Ciências.

Orientador: Dr. Darcilio Fernandes Baptista

RIO DE JANEIRO
Junho de 2017

Silva, Rafael Dellamare da.

AVALIAÇÃO DA ECO-EXÉRGIA DA COMUNIDADE DE MACROINVERTEBRADOS COMO INDICADORA DA QUALIDADE ECOLÓGICA DE RIOS DA MATA ATLÂNTICA / Rafael Dellamare da Silva. - Rio de Janeiro, 2017.

71 f.; il.

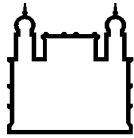
Dissertação (Mestrado) - Instituto Oswaldo Cruz, Pós-Graduação em Biodiversidade e Saúde, 2017.

Orientador: Darcílio Fernandes Baptista.

Bibliografia: f. 54-62

1. Eco-exérgia. 2. Rios tropicais. 3. Macroinvertebrados. 4. informação. 5. Princípio da exérgia máxima. I. Título.

Elaborada pelo Sistema de Geração Automática de Ficha Catalográfica da Biblioteca de Manguinhos/ICICT com os dados fornecidos pelo(a) autor(a).



Ministério da Saúde

FIOCRUZ

Fundação Oswaldo Cruz

INSTITUTO OSWALDO CRUZ
Programa de Pós-Graduação em Biodiversidade e Saúde

AUTOR: RAFAEL DELLAMARE DA SILVA

**AVALIAÇÃO DA ECO-EXÉGIA DA COMUNIDADE DE
MACROINVERTEBRADOS COMO INDICADORA DA QUALIDADE
ECOLÓGICA DE RIOS DA MATA ATLÂNTICA**

ORIENTADOR: Dr. Darcilio Fernandes Baptista- IOC/FIOCRUZ

Aprovada em: 28/06/2017

EXAMINADORES:

Prof. Dr. Jorge Luiz Nessimian – IB/Depto Biologia/UFRJ

Prof. Dr. Ronaldo Figueiró Portella Pereira – UEZO

Prof. Dr. Vinicius Neres de Lima - UERJ

Prof. Dr. Aloysio da Silva Ferrão-Filho – IOC/FIOCRUZ

Prof. Dr. Rosana Gentili - IOC/FIOCRUZ

Prof. Dr. Darcilio Fernandes Baptista - IOC/FIOCRUZ

Rio de Janeiro, 28 de Junho de 2017

AGRADECIMENTOS

Primeiramente aos meus familiares, na figura dos meus pais Alcir e Ivaneide, que desde sempre estiveram comigo, me acompanhando nessa caminhada até aqui e que são os verdadeiros responsáveis por todos os ensinamentos expressados por mim.

Á minha família: Bianka, Alice e João Lucas. É por eles que me levanto todas as manhãs com o dever de ser referência.

Á toda equipe do Laboratório de Avaliação e Promoção da Saúde Ambiental em especial Natalia Freitas, que foi fundamental na condução do trabalho, na discussão do assunto, sempre com debates enriquecedores. Michele, Priscila, César, Augusto essa galera esteve comigo para o que “desse e viesse”.

Á Magali, que sempre esteve disponível para auxiliar nas minhas dúvidas, com críticas construtivas e relevantes, nos ajudando demais com suas habilidades em informática.

Ao meu digníssimo mestre mentor, que hoje posso chamar de amigo, Darcilio Fernandes Baptista. Com ele aprendi e venho aprendendo a cada dia não só os pormenores da vida acadêmica, mas também lições de humanidade. Muito obrigado pela paciência e pela cumplicidade. Nada disso seria possível sem a parceria que tive.

Á Entidade Ambientalista Onda Verde, instituição séria que tive o privilegio de labutar durante anos, e que financiou boa parte dos aparatos necessários para que essa contribuição fosse dada. Lá me formei profissional e conheci muita gente boa. Agradeço em nome de toda instituição em especial Gerusa Vanderlei que sempre esteve disposta a ajudar no que fosse necessário me aconselhando e me resguardando.

Ao PPGBS pelo apoio institucional e pela oportunidade de fazer parte, mesmo que por tão pouco tempo, dessa equipe de profissionais excelentes ao qual tive o prazer de desfrutar manhãs e tardes de muito conhecimento durante as disciplinas oferecidas pelo programa. Aprendi como olhar para um problema com uma visão holística.

Ao CNPQ pelo apoio institucional e à bolsa concedida.

Enfim, hoje considero que saio bem mais preparado de como quando entrei e agradeço isso a cada pessoa citada nesta prosa.

“Quando aceitamos nossos limites conseguimos ir além deles”.
Albert Einstein

ÍNDICE

LISTA DE FIGURAS.....	VIII
LISTA DE TABELAS.....	X
LISTA DE ANEXOS.....	XI
RESUMO.....	XII
ABSTRACT.....	XIII
1. Introdução geral.....	1
2. Objetivos e metas.....	20
3. Metodologia.....	21
3.1. Dados ecológicos.....	21
3.2. Coleta e identificação.....	24
3.3. Enquadramento trófico.....	24
3.4. Variáveis ambientais.....	25
3.5. Análise de dados.....	25
3.6. Cálculo das eco-exérgia total, específica, trófica e taxonômica.....	26
3.7. Relação entre Eco-exérgias total e biomassa.....	27
3.8. Caracterização e análise das Eco-exérgias quanto a: tipologia, sazonalidade e classe de impacto.....	27
3.9. Potencial da Eco-exérgias como indicadora termodinâmica.....	28
3.9.1. Complexidade e estabilidade.....	28
4. Resultados.....	30
5. Discussão.....	49
6. Conclusão.....	53

7. Referências.....	54
 LISTA DE FIGURAS	
Figura 1. Diagrama de fluxo do processo lógico que conduz à OCI com os principais conceitos (adaptado de Paoli, et, al., 2016).....	15
Figura 2. Mapa com a localização dos trechos de rio amostrados na bacia hidrográfica do rio Iguaçu, Nova Iguaçu- Rio de Janeiro, mostrando as tipologias de rios e suas classes de impacto.	22
Figura 3. Fotografia dos locais de coleta mostrando a classe de impacto de cada área. A: rio de referência com fundo rochoso; B: rio intermediário com fundo rochoso; C: rio impactado com fundo rochoso; D: rio de referência com fundo de areia; E: rio intermediário com fundo de areia e F: rio impactado com fundo de areia no entorno da Reserva Biológica do Tinguá, Nova Iguaçu, Rio de Janeiro.....	23
Figura 4. Análise de ordenação, escalonamento multidimensional não métrico, das comunidades de macroinvertebrados em rios do entorno da Reserva Biológica do Tinguá. Identificação dos rios: tipologia (S - arenosa ; R – rochosa); classes de impacto: referência – REF; Intermediária – INT e Impactada – IMP); estações do ano verão - S e inverno – W.....	31
Figura 5. Análise de componentes principais (PCA) com as variáveis ambientais das duas tipologias de rios distribuídos em três níveis de condições ambientais. Os círculos representam rios de fundo rochoso e os triângulos rios de fundo arenoso. O gradiente é expresso pelo degrade de cores variando do preto (impactado) ao cinza claro (referência). O comprimento das setas são uma medida de quão influente é a variável e sua orientação indica a direção e o aumento da influência.....	32
Figura 6. Análise de Componentes Principais (PCA) entre as variáveis ambientais e tipologias dos rios mostrando horizontalmente o primeiro eixo e verticalmente o segundo eixo. Os rios de fundo rochoso são representados por círculos pretos e rios de fundo arenoso por triângulos pretos e as variáveis ambientais por setas sólidas. O comprimento da linha é uma medida de importância da variável e a seta indica a direção e aumento da influência.	33
Figura 7. Análise de Componentes Principais (PCA) entre às variáveis ambientais e rios de fundo rochoso no gradiente de impacto. Círculos cinza claro representam rios de referência; círculos cinza rios intermediários e círculos pretos rios impactados. O comprimento da linha é uma medida de importância da variável e a seta indica a direção e aumento da influência.	34

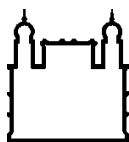
- Figura 8.** Análise de Componentes Principais (PCA) entre as variáveis ambientais para rios de fundo arenoso no gradiente de impacto. Círculos cinza claro representam rios de referência; círculos cinza rios intermediários e círculos pretos rios impactados. O comprimento da linha é uma medida de importância da variável e a seta indica a direção e aumento da influência. 35
- Figura 9.** Correlação de Spearman entre a biomassa total e eco-exérgia total em riachos da Mata Atlântica no entorno da Reserva Biológica do Tinguá, RJ, $p < 0,0000001$ e $r = 0,99$ 36
- Figura 10.** Valor médio das exérgias total, específica (eixo y) (gramas por detritos equivalente/m²) e biomassa total (eixo z) (gramas m²) para tipologias de rios rochoso e sedimentar associados as classes de impacto, referência (a); intermediário (b) e impactado (c) e suas variações sazonal entre inverno e verão. 37
- Figura 11.** Valores médios das eco-exérgias tróficas (Carnívoros, Onívoro, Herbívoro, Detritivo-herbívoro e Detritívoro), comparando tipologias (Rochoso e Sedimentar) para as três classes de impacto – referência (a); intermediário (b) e (c) impactados. Mostrando a evolução das eco-exérgias ao longo das estações. 38
- Figura 12.** Correlação de Spearman entre as eco-exérgia com o primeiro eixo da PCA ambiental em rios tropicais do entorno da Reserva Biológica do Tinguá: (a) Eco-exérgias de onívoro; (b) Eco-exérgias (c) detri-herbívoro. 40
- Figura 13.** Representação radial da informação sintética do Índice de Complexidade Total – ICT para ecossistemas de rios de fundo rochoso em torno da Reserva Biológica do Tinguá, RJ para as três classes de impacto: Referência, Intermediário e Impactado nas quatro campanhas amostrais (1- inverno / final do período seco; 2- verão / início período chuvoso; 3- verão /final período chuvoso e 4- inverno / início período seco. 46
- Figura 14.** Representação radial da informação sintética do Índice de Complexidade Total – ICT para ecossistemas de rios de fundo sedimentar em torno da Reserva Biológica do Tinguá, RJ para as três classes de impacto: Referência, intermediário e impactado nas quatro campanhas amostrais (1- inverno / final do período seco; 2- verão / início período chuvoso; 3- verão /final período chuvoso e 4- inverno / início período seco. 47

LISTA DE TABELAS

Tabela 1. Síntese teórica da estrutura e principais conceitos empregados na criação do OCI. (Adaptação de Paoli et al., 2016).	15
Tabela 2. Valores das variáveis ambientais que formaram os cinco primeiros eixos da Análise de Componente Principal (PCA) de rios tropicais da Floresta Atlântica no sudeste brasileiro, em torno da Reserva Biológica do Tinguá.....	42
Tabela 3. Descrição do significado de cada quadrante do ICT adaptado de Paoli et al., (2016).	70

LISTA DE ANEXOS

Anexo 1: Listagem dos táxons identificados nas amostragens do inverno 2014 e verão 2015 em riachos do entorno da Reserva Biológica do Tinguá, RJ.....	64
Anexo 2: Variáveis ambientais e parâmetros físico-químicos da água.	68
Anexo 3: Eco-exérgias trófica por local amostral individualizada.	70



Ministério da Saúde

FIOCRUZ

Fundação Oswaldo Cruz

AVALIAÇÃO DA ECO-EXÉRGIA DA COMUNIDADE DE MACROINVERTEBRADOS COMO INDICADORA DA QUALIDADE ECOLÓGICA DE RIOS DA MATA ATLÂNTICA

RESUMO

Sistemas de indicadores biológicos para mensuração da qualidade ambiental vêm sendo amplamente utilizados para gestão de ecossistemas aquáticos. Recentemente, tem se investido na avaliação de orientadores holísticos termodinâmicos com objetivo de capturar uma imagem total do ecossistema, através da análise e qualificação dos fluxos de energia. A Eco-exérgia é usada principalmente para resumir a dinâmica complexa dos ecossistemas lóticos. A eco-exérgia representa uma qualificação da energia e mensura a quantidade de trabalho que um sistema pode realizar enquanto se distancia do equilíbrio termodinâmico com o ambiente, sendo uma medida efetiva para expressar o nível de organização e informação das comunidades. O presente estudo teve como objetivo, descrever a tendência temporal das eco-exérgias e analisar seu potencial como indicadora de impacto em comunidades de macroinvertebrados em um gradiente de impacto em rios tropicais da Floresta Atlântica no sudeste brasileiro. Foram selecionados 12 riachos pertencentes a duas tipologias de leito de rios (leito rochoso e sedimentar). Os rios foram enquadrados em três classes de integridade ambiental (referência, intermediária e impactada). Amostragens das comunidades foram realizadas em dois períodos anuais (inverno/verão) por dois anos. Para o cálculo das eco-exérgias, a biomassa dos organismos individuais foi quantificada e os táxons enquadrados em 5 grupos funcionais tróficos de alimentação: carnívoro, onívoro, herbívoro, detritívoro-herbívoro e detritívoro. Foram utilizados os fatores de ponderação específicos para cada grupamento trófico (β -valores) e as respectivas biomassas individuais para aferir os diferentes tipos de eco-exérgias. Os índices das Eco-exérgias total e específica (estrutural) foram utilizados para caracterizar o estado termodinâmico das comunidades num gradiente de impacto. Os resultados indicam alta estabilidade sazonal para ambas as Eco-exérgias. As correlações de Spearman entre as eco-exérgias contra o primeiro eixo da PCA ambiental revelou que apenas as eco-exérgias tróficas de organismos onívoros, herbívoros e detritívoro-herbívoros foram significativamente correlacionadas ao gradiente de impacto. Entretanto, todos os tipos de eco-exérgias demonstraram potencial para serem usadas como indicadoras termodinâmicas e auxiliar na expressão do grau de complexidade e estabilidade dos ecossistemas aquáticos de rios.

Palavras-chave: macroinvertebrados; eco-exérgia; rios tropicais; informação; biomassa; princípio de exérgia máxima

Abstract

Gauging environmental standards through bioindicator systems have been a common practice in aquatic ecosystems management. Recently, efforts have focused on evaluating holistic thermodynamic indicators, in an attempt to capture a bigger picture of the ecosystem by analyzing and qualifying energy flows. Eco-exergy is mainly used to summarize the complex dynamics of lotic ecosystems. It represents a qualification of energy and measures the amount of work a system is able to do while distancing from thermodynamic equilibrium with the environment - an effective way to express organization and information levels of communities. The present study aimed to describe eco-exergy temporal trends and investigate its potential as an impact indicator for macroinvertebrates communities from tropical rivers under different levels of impact. Twelve streams from the Atlantic Rainforest, southeastern Brazil, were chosen and classified into two riverbed typologies (rocky and sedimentary). The streams were also assorted into three environmental quality categories: reference, intermediate and impacted. Samplings from the communities were carried out in two seasons (summer/winter) for two years. In order to calculate eco-exergies, the biomass of individual organisms was quantified and taxa were assorted into five groups according to functional trophic group: carnivore, omnivore, herbivore, detritivore-herbivore and detritivore. Specific ponderation factors (β -values) were used for each trophic group and their respective individual biomasses to assess different types of eco-exergies. The total and specific (structural) eco-exergy indexes were used to characterize the thermodynamic state of communities within an impact class. Results indicated high seasonal stability for both eco-exergies. The Spearman correlation among eco-exergies against the first axis of the environmental PCA revealed that only trophic eco-exergies of omnivores, herbivores and detritivore-herbivore correlated significantly with the impact class. Meanwhile, all types of eco-exergies seem promising as potential thermodynamic indicators and could aid in expressing levels of complexity and stability in lotic Gauging environmental standards through bioindicator systems have been a common practice aquatic ecosystems management. aquatic ecosystems.

Keywords: macroinvertebrates; eco-exergy; tropical rivers; information; biomass; maximum exergy principle

1. Introdução geral

Os ecossistemas de água doce ocupam menos de 1% da superfície da terra, no entanto concentram cerca de 10% da biodiversidade das espécies conhecidas e um terço de todas as espécies de vertebrados (Strayer & Dudgeon, 2010). As atividades humanas associadas à contaminação biológica ou química, destruição de habitats, desmatamento, transformações da paisagem para pastagem, agricultura, ocupação urbana e introdução de espécies exóticas são consideradas como sendo as principais forças motrizes das mudanças ambientais globais que impactam os ecossistemas aquáticos (Vitousek et al., 1997).

Existe um consenso de que as águas superficiais dos ecossistemas aquáticos não são mais entendidas puramente como um recurso hídrico a ser explorado pela humanidade, mas também visto como um ambiente que deve permanecer íntegro aos seres que o habitam, e que possam manter os serviços ecossistêmicos (Rapport et al., 1998). Neste contexto há o entendimento de que a disponibilidade deste recurso quando associada a “quantidade” é para atender às diferentes necessidades inerentes ao consumo humano e também à manutenção de ecossistemas naturais dependentes desse recurso. Já o parâmetro “qualidade” diz respeito à oferta de água em condições físico-químicas adequadas às utilizações preteridas e direcionadas ao seu uso na agricultura, aproveitamento doméstico, demanda industrial e ecossistêmico (Salati et al., 2006).

O avanço nas políticas de gestão e ações de manejo passa pelo aperfeiçoamento das metodologias utilizadas para o diagnóstico e monitoramento dos ecossistemas aquáticos, de maneira que, as análises físicas, químicas e bacteriológicas e o estudo das comunidades bióticas devem ser considerados complementares e não mais excludentes no processo de avaliação da qualidade da água dos rios (Baptista et al., 2008).

Macroinvertebrados como Indicadores da Qualidade Ecológica dos Rios

Os macroinvertebrados aquáticos formam uma guilda taxonômica altamente diversificada de organismos invertebrados que desempenham um papel importante no processamento e transferência de energia dos produtores e consumidores através dos níveis tróficos em todos os ecossistemas aquáticos continentais (Rosemberg & Resh, 1993).

Dentre os vários grupos de organismos de água doce, as comunidades de macroinvertebrados bentônicos têm sido os principais grupos de organismos usados em programas de monitoramento biológico para avaliar a integridade ecológica de rios em todo o mundo (Buss et al., 2015).

Os macroinvertebrados utilizam uma ampla variedade de fontes para a alimentação. Cummins (1974; 1975) classificou os organismos consumidores que habitam os ecossistemas lóticos, dentro de guildas de alimentação, formando quatro categorias principais e enquadradas nos denominados de Grupamento Funcional de Alimentação (GFA). Essa categorização é baseada na forma de aquisição dos alimentos a partir da anatomia corporal, morfologia bucal e comportamento dos indivíduos, assim, quando nos referimos à origem ou tipo de alimento, as guildas são denominadas de fragmentadora; coletora/filtradora e coletora/apanhadora; coletora/raspadora e predadora (Merritt & Cummins, 1996).

Entretanto, quando o objetivo é distinguir o papel trófico que os macroinvertebrados desempenham, passamos a denominá-los de Grupamento Funcional Trófico (GFT), sendo, aqueles que se alimentam diretamente das microalgas vivas que crescem nos substratos bentônicos (perifíton) e das plantas vasculares aquáticas (macrófitas) são denominados herbívoros. Os que se alimentam da biomassa proveniente do material vegetal autotrófico e heterotrófico senescente ou em decomposição juntamente com os restos de fragmentos animal, fungos e bactérias, formam o grupo de detritívoros. Os carnívoros são aqueles que capturam ativamente suas presas vivas ou se alimentam de partes moles por perfuração e sucção. Como os estudos das interações tróficas envolvem o processamento e troca da matéria e energia entre níveis tróficos onde determinados táxons desempenham uma função

trófica variada, o enquadramento funcional trófico passa a ganhar duas novas classificações (detritivo-herbívoro e onívoro). Os organismos que se alimentam de material orgânico particulado fino em suspensão (MOPF), restos de plantas senescentes aquáticas (matéria autóctone), restos vegetais (folhas e galhos) de origem terrestre (matéria alóctone) e partes orgânicas levemente aderidas aos substratos, passam a serem classificados como detritivo-herbívoro. Os que possuem uma alimentação preferencialmente generalista, composta por três ou mais itens alimentares diferentes, passam a serem denominados de onívoros (Merrit & Cummins, 1996; Cummins et al., 2005; Begon et al., 2007).

Caracterização dos ecossistemas lóticos

Gradiente Longitudinal

Um rio não é um sistema isolado, são ecossistemas abertos com dinâmica de importação e exportação de nutrientes, energia e água. Tudo o que entra em seu trecho superior formará um contínuo de processamento de energia no seu gradiente longitudinal (Vannote et al., 1980).

Os ecossistemas lóticos são caracterizados fisicamente em um sistema onde o fluxo unidirecional da água constitui sua principal força de deslocamento em direção à foz; reagindo aos regimes de precipitação que influenciam diretamente os níveis da vazão, velocidade da correnteza, turbidez, turbulência, mistura das camadas de água na dimensão vertical, e parâmetros associados, tais como, profundidade e largura ao longo de todo seu gradiente longitudinal, afetando invariavelmente as forças de erosão e sedimentação, definindo as condições de estabilidade relativa do sedimento do leito (Statzner & Resh, 1988).

Os ecossistemas de rios podem ser analisados em diversas dimensões. Longitudinalmente, sofre variações da fonte ou nascentes (trecho superior ou Crenoceno), percorrendo seu trecho médio (Ritroceno), caracterizado como uma zona de intensa erosão do leito. A partir do contraforte da área de montanha, passam a predominar as forças de deposição do sedimento, formando o trecho inferior, denominado de Potamoceno (Schäfer, 1985).

O entendimento da organização estrutural e funcional das comunidades, oferecida pelo “Conceito de Continuidade de Rios” (CCR) provê as bases para prever a variabilidade nas comunidades biológicas no gradiente longitudinal dos rios, de suas cabeceiras à foz (Vannote et al., 1980). Os autores estabeleceram a base física do CCR a partir do tamanho dos rios, agrupando-os por ordens em três principais categorias: (1) rios de baixa ordem de 1 a 3 ordem (nascentes); (2) rios de ordem média (4 a 5) e (3) rios de ordens superiores a sexta ordem (grandes rios). Dentre as muitas previsões propostas no CCR, duas ajudam no entendimento do presente estudo. A primeira delas diz respeito à previsão sobre a contribuição proporcional de cada GFA na organização funcional dos macroinvertebrados ao longo do gradiente. Resumidamente, os fragmentadores predominariam junto com os coletores apanhadores nos trechos de rios de cabeceiras; nos trechos médios haveria uma predominância de organismos raspadores e coletores filtradores e nos trechos de baixada dominariam os coletores em geral. Os predadores apresentariam um padrão de distribuição proporcional e constante ao longo do gradiente, flutuando em função da disponibilidade das presas.

A segunda previsão diz respeito à taxa entre Produção (P) e Respiração (R) (P/R), encontrada nas diferentes ordens de rios, onde P é a produtividade primária bruta e R seria a respiração da comunidade. Em rios de baixa ordem a taxa P/R seria baixa, em rios de ordem média, a taxa P/R seria alta e em rios de ordens superiores a taxa também seria alta. Segundo Cummins et al., (2016), estimativas de atributos relacionados a funções ecossistêmicas, como a relação de produção/consumo, (autotrófico/heterotrófico), podem ser difíceis e dispendiosas para um monitoramento direto e preciso, especialmente se essas medidas forem realizadas ao longo do tempo (sazonal ou anual). Desta maneira, a utilização de razões entre GFAs para a estimativa desse atributo pode reduzir o tempo e seus custos da avaliação. Assim segundo esses autores, com base em estudos realizados na América do Norte, se a relação P/R entre os invertebrados for $>0,75$, o sistema é considerado autotrófico. Isto corresponde a uma medida direta de P/R de 1. Portanto, a taxa do consumo e respiração indica se o carbono presente no sistema é produto da transformação da luz solar pela ação de organismos autotróficos ou se o riacho

é heterotrófico, onde a quantidade de carbono presente resulta da decomposição da vegetação ripária que entra no sistema aquático.

Desde a concepção do CCR, vários outros modelos têm sido acrescentados e integrados ao CCR, tais como, Zona de influência ripária (Riparian Zone Influence) de Cummins et al., (1989); Conceito de pulso de inundação (Flood-Pulse-Concept) de Junk et al., (1989); Espiralamento de nutriente (Nutrient Spiraling) de Ensign & Doyle (2006). Entretanto, para efeito de comparação e interpretação, devido à escala e tamanho dos rios usados neste estudo, o CCR é o modelo de referência.

Distribuição na escala local: Meso e Micro habitat

As modificações continuadas das condições geomorfológicas e biológicas das comunidades ao longo do gradiente longitudinal dos rios acabam moldando morfologicamente e segmentando o rio em sua escala local em dois meso-habitats principais: trechos de corredeiras - formados principalmente por um leito de fundo rochoso; áreas de sedimentação erosional de remanso - denominadas de “poções” onde se acumulam as partículas sedimentares. Esses dois biótopos lóticos abrigariam vários micro-habitats com suas respectivas comunidades biológicas predominantes. Tais condições de organização física e biológica dos habitats, modulam em geral, um padrão de distribuição em manchas, conferindo uma grande variabilidade e complexidade nos parâmetros bióticos e abióticos, tornando-os essencialmente dinâmicos (Brussock et al., 1985; Brown & Brussock, 1991; Buss et al., 2003).

Conseqüentemente, os ecossistemas de rios envolvem uma complexa interação da biota com o seu ambiente físico e químico, mantendo-se em um estado dinâmico de estabilidade que é mantido em função de limitações relacionadas ao fluxo unidirecional da corrente e adaptações através de mecanismos de fixação para colonização, fixação de estratégias adaptativas na morfologia corporal (achatamento dorsoventral), bucais (para raspagem, predação, filtragem); comportamental associada a mobilidade e orientação dentro do rio (hábitos escavador, escalador, andador, entre outros), além de

adaptações fisiológicas para respiração (Merrit & Cummins, 1996). Todas essas adaptações é que darão sustentação para a formação e manutenção da rede e cadeias tróficas complexas que por sua vez moldarão os processos de transferência de matéria e energia nos ecossistemas.

Fluxo de Matéria e Energia nos Ecossistemas Aquáticos Dulciaquícolas

O início os estudos sobre os fluxos de matéria e energia nos ecossistemas foi marcado pela mensuração da produção primária e adoção da compartimentalização dos táxons biológicos em produtores primários e secundários seus respectivos hábitos alimentares (Dobben & McConnell, 1980); reserva de energia em subdivisão simplificada em níveis tróficos (Juday, 1940). Entretanto, foi a partir dos trabalhos unificadores de Lindeman (1942) e Odum (1956, 1957); Teal (1957) e Odum (1960) é que foi possível adotar de forma geral a perspectiva de entrada e fluxo de matéria e energia através dos níveis tróficos. Em seguida surgiram também as abordagens analíticas, envolvendo as leis da física e da química para estudar as interações entre organismos e seu ambiente (Portões 1962).

Tais fundamentos, juntamente com a teoria de rede em sistemas ecológicos, mudam a direção dos estudos para o entendimento do fluxo entre animais e plantas e entropia dos sistemas (Aoki 1987a; Aoki 1987b, c; Aoki 1987d, 1989).

Nas décadas de 1970 e 80, surge a fase da construção dos modelos de previsão dos fluxos de energia (Wiegert 1973, 1975; Solidéu, 1975; Patten 1985; Odum 1983, 1988) e em continuidade, é criado dentro da ecologia o conceito de exérgia como meta função termodinâmica, capaz de medir o potencial de trabalho (Jørgensen & Mejer, 1977; Mejer & Jørgensen, 1979 ; Jørgensen & Mejer, 1981; Jørgensen 1986, 1988, 1990, 1992a, 1992b, 1992c, 1992d; Herendeen, 1989).

Paralelamente, Odum (1983) propôs os conceitos relativos aos fatores de ponderação, numa tentativa de considerar também a qualidade da energia e encontrar um denominador comum para quantificar os fluxos de energia nos ecossistemas. Do ponto de vista metodológico, a maioria dos estudos

considerava apenas a quantidade de energia, não a sua qualidade. Em conseqüência, os processos de transferência de energia e de conversão passam também a poderem ser acompanhados tanto por mudanças na quantidade quanto na qualidade da energia. Passa a existir então, o entendimento de que em certa medida, as variações na qualidade da energia são mais importantes para manutenção dos sistemas vivos do que a quantidade.

Uma visão geral da inter-conectividade entre conservação da matéria e energia nos ecossistemas, foi estabelecida melhor através da difusão do modelo geral do funcionamento dos ecossistemas, a partir do entendimento do arranjo dos sistemas ecológicos, tais como: i) cadeia alimentar - seqüência de relações tróficas pelas quais a energia passa através do ecossistema; ii) níveis tróficos – representando o “alimento” e sua distribuição em cada elo que compõe uma cadeia alimentar; iii) pirâmide de energia – formaliza a idéia de que em cada nível trófico, à medida que a energia flui entre os níveis, esta é perdida devido ao trabalho realizado pelos organismos e pela demanda energética nos processos bioquímicos de manutenção (Odum, 1969).

Os processos de transporte de energia e ciclagem de matéria são bastante influenciados pelas condições do fluxo do rio. Assim, os processos que operam dentro de um trecho em particular são influenciados pela entrada de biomassa produzida à montante, bem como, proveniente da sua área adjacente, através dos processos de erosão e “input” de matéria orgânica oriundas das margens. O fluxo ocorre inversamente, onde, o canal principal do rio, produz biomassa que é exportada para os trechos à jusante e, com as enchentes, por sua vez, a energia produzida no rio retorna pelas margens, novamente as terras adjacentes. As condições do fluxo possuem importantes conseqüências para a dinâmica de nutrientes (ciclo de carbono, nitrogênio, fósforo e outros), e se prolongam como espirais contínuas nos sistemas de rios (Petts & Calow, 1996).

Qualificando a energia dos ecossistemas: Eco-exérgia

A exérgia, também chamada de exérgia tecnológica, foi desenvolvida no campo da engenharia e teve como função, resolver os problemas de eficiência energética das máquinas térmicas (sistema fechado) para executar trabalho mecânico.

Termodinamicamente a exérgia pode ser definida como a quantidade de trabalho (=entropia-energia livre) que um sistema pode realizar para se afastar do equilíbrio termodinâmico (morte do sistema=ausência de gradientes) com o seu ambiente (Jørgensen, 2002). Necessitando de um gradiente de pressão e/ou temperatura para a geração de trabalho, tendo o ambiente como estado de referência. Por usar o ambiente como estado de referência, a exérgia tecnológica não possui uso prático na avaliação ecológica. Na prática, ao avaliar um ecossistema (sistema aberto), o ambiente ao redor seria o equivalente a outro ecossistema (Jørgensen, 2007).

A palavra eco-exérgia é usada para enfatizar que a energia útil do sistema, forma um gradiente com o meio de referência ao redor, capaz de produzir trabalho. Isto é, formará um gradiente entre o sistema em estudo e seu estado de referência representado pelo mesmo ambiente em estado de equilíbrio termodinâmico (Jørgensen, 2015).

A energia útil de um sistema (energia capaz de gerar trabalho a partir de todos os componentes) é calculada pela eco-exérgia, significando que a a energia de trabalho está embutida na informação/biomassa. Em outras palavras, a eco-exérgia mede a energia livre armazenada nos organismos incluindo a informação, representando a biomassa do sistema e a informação (histórico genético) contida na biomassa (Jørgensen, 2006).

Para se manter longe do equilíbrio químico, o sistema requer entrada de energia útil (capaz de produzir trabalho) para compensar a transformação constante do trabalho em calor ambiente pela respiração da comunidade (Jørgensen, 2006). Essa é a razão pela qual todo ser vivo precisa ingerir energia química contida nos alimentos (consumidores) ou luminosa (produtores) para manter os processos metabólicos.

Na luta diária do “quem come quem”, impulsionada pelas necessidades impostas pela ação da entropia, o sistema seleciona o fluxo de energia mais eficiente para continuar crescendo e se desenvolvendo. Essa afirmação é embasada na hipótese de armazenamento de exérgia (Jørgensen, 2000), que constata que, se um sistema obtém uma entrada de energia, (1) ele utilizará essa energia para realizar trabalho; (2) o trabalho realizado, degrada a exérgia, dissipando o resíduo como entropia para o sistema ao redor (calor sem potencial de trabalho), (3) distancia o sistema do equilíbrio termodinâmico, refletindo o crescimento do gradiente; (4), acresce a biomassa e a informação do sistema, representando assim os três passos durante o processo de crescimento de um sistema: matéria - biomassa, rede e informação - complexidade.

Crescimento e desenvolvimento dos ecossistemas

Como visto a acima, o sistema movimenta a energia disponível a partir dos componentes bióticos para desempenhar trabalho e afastar-se do equilíbrio termodinâmico, armazenando exérgia na forma de biomassa e informação na forma de genes.

De acordo com a hipótese termodinâmica, quando um sistema está crescendo ele se distancia cada vez mais do equilíbrio termodinâmico armazenando exérgia em suas estruturas dissipativas (organismos) (Jørgensen, 2000). A exérgia armazenada na forma de biomassa corresponde à distância entre o estado atual e o mesmo sistema em equilíbrio termodinâmico.

Termodinamicamente, crescimento é o acréscimo na taxa de transferência energética e armazenamento de biomassa, enquanto, desenvolvimento é a reorganização dessa massa-energia armazenada, que afetam transferências, transformações e defasagem dentro do sistema (Jørgensen, 2001).

Odum (1969) propôs 24 propriedades como indicadores de maturidade em ecossistemas, agrupando-as em quatro categorias: tamanho de rede, interações tróficas, ciclagem e estabilidade. Resumidamente, o autor assume

que, durante a sucessão ecológica o sistema cresce e se desenvolve até atingir um estado de maturidade denominado estado clímax. Durante esse processo de maturação o sistema crescerá em rede (informação) e acumulará biomassa. Com base nesses preceitos, Jørgensen et al., (2000), demonstram que o crescimento e desenvolvimento de ecossistemas podem ser descritos de três formas.

- (1) Crescimento da biomassa ou estrutura físico-biológica;
- (2) Crescimento da rede – mais e mais componentes são ligados por uma rede cada vez maior;
- (3) Crescimento da informação – significa que cada vez mais, organismos complexos (k-estrategistas) se tornam mais dominantes em relação à organismos r-estrategistas.

Além disso, existe uma medida de rede que representa as contribuições para o crescimento desenvolvimento do sistema como um todo. Este indicador foi chamado de Ascendência (Ulanowicz 1986, 1997).

De acordo com a teoria da ascendência, na ausência de grandes perturbações, os sistemas vivos exibem uma tendência de se desenvolverem na direção ascendente (crescimento progressivo) em direção a condição clímax.

Os conceitos de ascendência têm haver com a aceleração dos processos da conversão de energia livre (disponível) em exérgia (energia armazenada para gerar trabalho), maximizando e otimizando os fluxos da rede incorporando cada vez mais espécies eficientes quanto ao uso da energia (Ulanowicz, 1986).

Durante os estágios iniciais de sucessão ecológica, um ecossistema potencializa a utilização da exérgia disponível em seu ambiente. Nesta fase, os organismos remanescentes, desperdiçam muita energia, prosperam em condições onde os recursos são abundantes, mas o ambiente é inconstante.

Apresentam ainda altas taxas de reprodução com baixos estoques de energia armazenada. O sistema continua a crescer o número de fluxos, caminhos de ciclagem e estocagem de exérgias e a rede são acrescidos.

A próxima fase da sucessão ecológica é a amplificação da organização e informação do sistema (Ulanowicz, 1997; Jorgensen & Fath, 2004). Durante esta fase, haverá aumento da respiração com liberação de calor para o ambiente, assim, a entropia do sistema aumentará concomitantemente ao desenvolvimento, devido ao aumento da rede (mais estruturas dissipativas – espécies e conexões) (Jorgensen et al., 2000). Ainda nesta fase, as atividades intra e interespecíficas das espécies promovem um feedback positivo, através da autocálise do sistema (atividade intrínseca entre os componentes cujos serviços resultantes dessa interação acelera o desenvolvimento do sistema). Isso faz com que um compartimento, em sua atividade, influencie os compartimentos subseqüentes, atuando na geração de novas propriedades emergentes (Ulanowicz, 2009).

O feedback exerce uma pressão seletiva nos organismos para obter cada vez mais autocatálises positivas. Por consequência, organismos pioneiros são sucessivamente substituídos por componentes mais eficientes. Como exemplo, suponhamos que dois organismos recebam a mesma quantidade de energia e estão expostos a mesma pressão “*entrópica*”. O organismo que extrair mais trabalho, nesta condição prevalente, será considerado mais eficiente do ponto de vista energético (Ulanowicz & Hannon, 1987). Com isso o sistema seleciona arranjos de espécies mais eficientes no processamento da energia, acelerando a ciclagem e fortalecendo a rede, fazendo com que a resistência do sistema contra perturbações externas aumente.

Na maturidade a dissipação total e a produção de entropia do sistema são maiores do que nas fases iniciais. No estágio clímax, os valores de exérgias são os maiores possíveis (Kleidon et al., 2010). Pouco se conhece sobre os caminhos que os sistemas naturais adotam após alcançarem a maturidade durante o processo de evolução.

Complexidade e estabilidade.

Na ecologia de rios tem-se o entendimento que a resiliência é medida em função do tempo que o sistema demora a recuperar os seus serviços ou quanto mais tempo o sistema demora a se recuperar menor é a resiliência do sistema. A rapidez de recuperação presente num ecossistema (resiliência) é diretamente proporcional à estabilidade do ecossistema, portanto, quanto mais resiliente, mais estável é o ecossistema (Gerritsen & Patten, 1985). Conseqüentemente, o conceito de estabilidade está associado ao de resiliência, que por definição, traduz “a capacidade que um ecossistema tem de recuperar as suas características anteriores, após sofrer uma perturbação, retornando a um estado de equilíbrio” (Saint-Béat et al., 2015)

A abordagem do conceito de estabilidade dentro da termodinâmica deve ser inserida em um limite bem estreito, pois, aparentemente, pode-se apenas observar ecossistemas estáveis, uma vez que todos os ecossistemas instáveis já desapareceram no processo evolutivo. Deste modo, embora o conceito seja tentadoramente e “intuitivamente claro” esconde uma perturbadora “armadilha” que é a escala temporal. Uma variedade de conceitos de estabilidade tem sido discutida na matemática ecológica (Lewontin, 1969; May, 1973; 2000).

Os ecossistemas são sistemas abertos que combinam os organismos vivos e seu ambiente físico em equilíbrio dinâmico ao longo do tempo, onde o estado anterior exerce influência no presente estado, que por sua vez, afetará estados futuros (Paoli et al., 2016). Portanto, o entendimento sobre estabilidade de um ecossistema, refere-se à capacidade que este em particular, tem em manter as condições de continuidade dos processos para o crescimento e desenvolvimento do sistema ao longo do tempo, contra impactos internos e externos, que o afastaria de seu estado de equilíbrio dinâmico. Podemos então, diferenciar a estabilidade em dois tipos: **estabilidade local** – corresponde a manutenção do estado original após pequenas perturbações (Pimm, 1991) e **estabilidade global**– refere-se a todas perturbações possíveis (Pimm, 1984).

Mejer & Jørgensen (1979) e Jørgensen (1982) através de modelagens de ecossistemas aquáticos, observaram um aumento na eco-exérgia total em

resposta a certas perturbações externas ao sistema. Os valores das eco-exérgias correlacionaram-se positivamente com valores da “capacidade de tamponamento ecológico”, sendo que esta capacidade de tamponamento representou a capacidade do ecossistema de absorver as perturbações. Portanto, segundo Jørgensen (2004), observar a eco-exérgia possibilita entender a resposta da estabilidade do sistema a uma determinada perturbação e que, conseqüentemente, deveria haver uma ligação interna do sistema entre o conceito de aumento da exérgia e a estabilidade do sistema.

Como dito nas seções anteriores, os ecossistemas empregam matéria e energia para manter um estado de baixa entropia em relação ao ambiente adjacente afastando-se do equilíbrio termodinâmico e aumentando sua estrutura física (biomassa), rede e informação (Jørgensen & Fath, 2004).

A magnitude da complexidade de um ecossistema é vista através da sua auto-organização onde a especialização de sua estrutura hierárquica ordenada, torna-o cada vez mais complexo.

Segundo Paoli et al., (2016), a complexidade é uma propriedade emergente relacionada ao tamanho e organização dos ecossistemas, ligada a necessidade de se manter um estado longe do equilíbrio termodinâmico através do crescimento e desenvolvimento, promovido pela seleção de uma estrutura hierárquica eficiente quanto ao uso da energia.

Podemos classificar a complexidade de duas maneiras: **complexidade estrutural** – É uma medida da distância termodinâmica em relação ao equilíbrio em termos genético e evolutivo (Jørgensen & Fath, 2002). A **complexidade funcional** – É avaliada como a quantidade e eficiência das trocas de energia entre os diferentes compartimentos do sistema (Touissaint & Schneider ,1998; Jørgensen, 2000; Jørgensen et al., 2005). Em outras palavras, Paoli et al., (2016), descreveram que a complexidade estrutural se refere as diferentes partes físicas dos sistemas e a complexidade funcional relaciona-se com a forma como interagem.

A complexidade ecológica é um fenômeno muito difícil de ser mensurado, no entanto, é de fundamental importância a sua compreensão

quando analisamos um ecossistema (Paoli et al., 2016). Nas últimas décadas diferentes abordagens têm sido adotadas para medir a complexidade ecológica (Morin, 1984; Edmonds, 1995; Loehle, 2004; Paoli et al., 2016).

A complexidade em cada sistema se difere e vai muito além do entendimento do que geralmente é definido como diversidade da comunidade ou resiliência do sistema, no entanto, estes termos têm sido freqüentemente associados como conceitos em estudos ecológicos. A diversidade parece ser mais fácil de ser medida, isso representa mais aplicabilidade em ecologia como indicador de complexidade.

Na tentativa de capturar a complexidade estrutural de habitats bentônicos numa zona costeira protegida no noroeste da Itália, Paoli et al., (2016) propuseram uma medida de complexidade ecológica que incorpora quatro índices de complexidade: 1- Eco-exérgia total; 2- Eco-exérgia específica, como métricas extensivas e 3- uma taxa que representasse relação entre níveis tróficos, no caso a relação entre Produção e Respiração P/R, e 4- Informação como métricas intensivas. Esse índice foi denominado de “*Overall Complexity Index*” (OCI), cujo objetivo era medir a complexidade estrutural através da visualização do comportamento das eco-exérgias totais e específicas e avaliar a complexidade funcional através da taxa de transferência e informação.

A descrição e síntese dos conceitos usados na construção do OCI é apresentada na Tabela. 1.

Tabela1. Síntese teórica da estrutura e principais conceitos empregados na criação do OCI. (Adaptação de Paoli et al., 2016).

Conceito	Definição	Índice relacionado
Complexidade estrutural	Relaciona-se com os compartimentos do sistema e sua arquitetura interna. Refere-se as diferentes partes físicas do sistema	Eco-exergia total e específica
Complexidade funcional	Relaciona-se com a forma pela qual os componentes do sistema interagem (Rede).	Taxa de transferência e informação.
Complexidade extensiva	Está relacionada com o tamanho do sistema em termos de biomassa ou entidade de atividade global entre os compartimentos.	Eco-exergia total e taxa de transferência.
Complexidade intensiva	Não é dependente do tamanho do sistema, é uma característica intrínseca de componentes ou fluxos.	Eco-exergia específica e informação.
Complexidade global	Propriedade emergente relacionada ao tamanho e organização dos ecossistemas, ligada à necessidade de manter um estado distante do equilíbrio termodinâmico através do crescimento e desenvolvimento realizado por meio de uma estrutura hierárquica organizada.	OCI

A Figura1 mostra um diagrama de fluxo do processo lógico que conduz à OCI com os principais conceitos explicados.

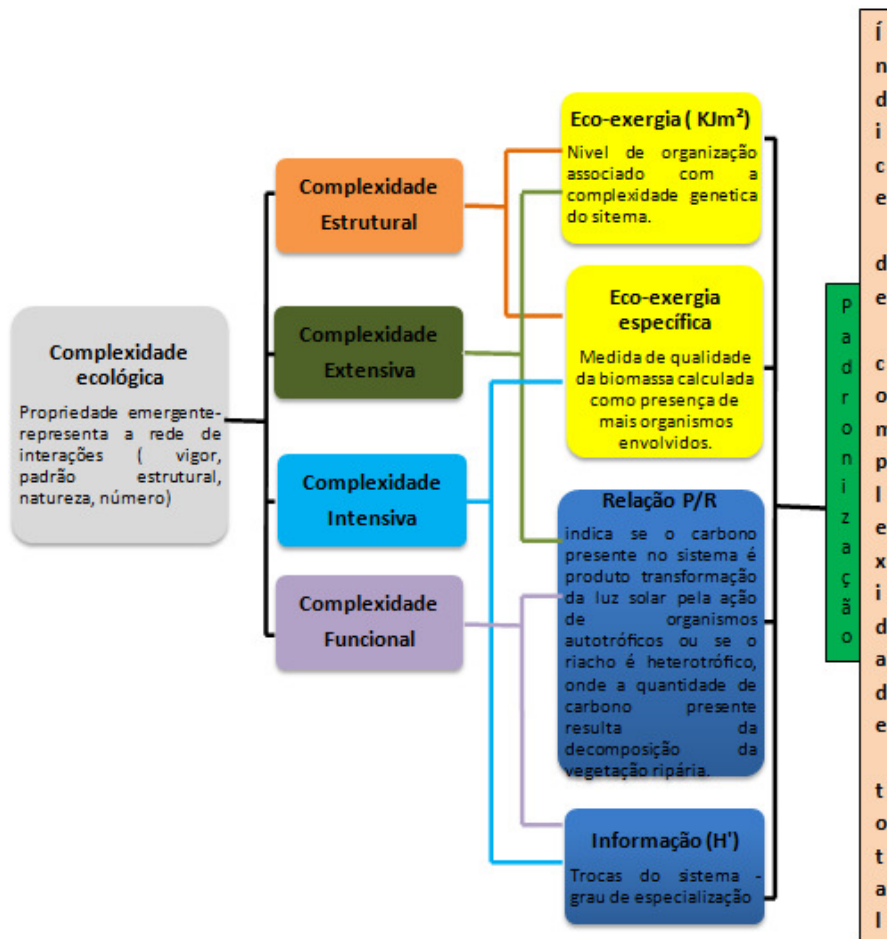


Figura1. Diagrama de fluxo do processo lógico que conduz à OCI com os principais conceitos (adaptado de Paoli et al., 2016).

Segundo, Worm et al., (2006), a diversidade de espécies desempenha um papel fundamental na manutenção dos serviços ecossistêmicos. Os autores constataram que a diversidade de espécies teve um efeito amortecedor na resistência e resiliência das funções de um ecossistema costeiro e os serviços prestados aos seres humanos.

A perda da informação contida na rede local tem sido reconhecida como um dos principais motivos da aceleração do declínio das funções dos ecossistemas (Cardinale et al., 2011; Hooper et al., 2012). Esse fenômeno de alteração da performance dos ecossistemas tem sido associado à diminuição da produtividade primária e da taxa de decomposição (Naeem et al., 1994), modificação dos ciclos biogeoquímicos (Loreau et al., 2001) e extinção de múltiplas espécies através do efeito cascata (Pimm, 1991; Myers et al., 2007; Moulton, 2010).

MacArthur (1955) concluiu que os ecossistemas mais complexos são mais estáveis que ecossistemas simples, devido à maior interação de seus componentes bióticos. O autor defende ainda que essa estabilidade não seja apenas promovida pela diversidade de espécies, mas também, pela complexidade de suas interações decorrentes do número de conexões da rede que dissipa o efeito de potenciais estresses que o sistema está submetido em função da variação na distribuição de espécies, aumentando assim a estabilidade. Portanto, a compreensão da arquitetura das interações entre os processos de quantificação, qualificação e transferência de energia nas redes alimentares das comunidades, é fundamental para entendimento de como se desenvolve e cresce um sistema natural.

Concluindo, uma alta riqueza de espécies tende a promover uma alta estabilidade nas propriedades das comunidades, como a regulação na variabilidade das populações e a estabilidade da produção primária ao longo do tempo (Cottingham et al., 2011; Cardinale et al., 2012; Hector et al., 2010).

A quantificação dos valores das eco-exérgias baseia-se no armazenamento de informação e biomassa dos componentes bióticos, refletindo uma das dimensões da complexidade estrutural do sistema, enquanto a taxa de transferência e a Informação medem a complexidade funcional (Paoli, 2016).

Sendo assim, as eco-exérgias atuam como um dos componentes que expressam a complexidade global e o grau de desenvolvimento do ecossistema de interesse, podendo ser usada para auxiliar na avaliação da saúde dos ecossistemas aquáticos (Jørgensen & Nielsen, 2007; Fonseca et al., 2002).

Indicadores da Qualidade Ecológica em Ecossistemas Aquáticos

Há muitas décadas, procura-se entender como efetivamente um ecossistema deve ser mensurado quanto a sua qualidade ou integridade. Os indicadores dos processos de crescimento e desenvolvimento, bem como, índices estruturais e funcionais que reflitam a integridade ecológica dos sistemas têm sido amplamente utilizados. O conceito de “saúde ambiental” embora não atenda ao paradigma científico, tem sido “normatizado” e institucionalizado por leis nacionais e internacionais como orientadora objetiva da qualidade ambiental, no sentido de se atingir um padrão de qualidade dos ecossistemas, que poderíamos chamar de “ecossistemas saudáveis ” (Rapport et al., 1998).

Sistemas de indicadores biológicos para mensuração da saúde dos ecossistemas vêm sendo desenvolvidos por mais de um século, inicialmente com base numa visão reducionista e mais recentemente movendo-se em direção à construção de orientadores mais holísticos. Segundo Jørgensen (2006), os indicadores podem ser divididos em seis níveis principais. O nível 1 corresponderia aos primeiros índices biológicos e seriam aqueles que utilizam a presença ou ausência de espécies específicas para retratar o grau de poluição, os denominados sistemas sapróbicos. O segundo nível utilizaria a proporção entre classes de organismos associados a valores de tolerância a degradação e são conhecidos como índices bióticos aos quais são mais amplamente difundidos como o BMWP(Biological Monitoring Working Party) e IBE (Índice Biótico Estendido) (Armitage 1983; 1984). Ao final da década de 80, se fixaram os que adotam algum atributo da composição, estrutura e função das comunidades, e ficaram conhecidos como índices de integridade biótica ou índices multimétricos e os modelos preditivos, utilizando preferencialmente organismos como indicadores (peixes, algas, macrófitas e macroinvertebrados)

(Barbour et al., 1999). Na atualidade, sistemas bioindicadores são aplicados como ferramenta padrão em escala nacional em programas governamentais obrigatórios e amparados pela legislação da maioria dos países desenvolvidos (EUA, Canadá, Austrália e em todos os países da União Européia) (Grace et al., 2012; Buss et al., 2015;). No nível 4 e 5 encontram-se principalmente os indicadores compostos que visam acessar a funcionalidade dos ecossistemas através da quantificação dos processos do fluxo de matéria e energia, tais como, (taxa de respiração/produção, taxa entre produtores primários e secundários e produtividade entre grupos tróficos (Odum, 1968). No último nível (6) são considerados indicadores holísticos que utilizam ferramentas da matemática e da computação como as redes neurais (Fath et al., 2007). Podemos ainda acrescentar mais um nível, os denominados super-indicadores holísticos (nível 7), conhecidos como orientadores da qualidade ambiental baseados em meta funções termodinâmicas dos ecossistemas e que têm como objetivo principal, capturar uma imagem total do ecossistema, e geralmente são expressos por variáveis do sistema, tais como, exérgia, ascendência e entropia, entre outros (Jørgensen, 2006).

A idéia de usar exérgia como um indicador da saúde dos ecossistemas foi primeiramente proposta por Jørgensen (1992, 1995, 2002, 2006a, b) baseado em simulações por modelagem matemática. No entanto, os primeiros estudos descrevendo a aplicação da eco-exérgia como indicadores holísticos para os ecossistemas aquáticos naturais somente foram publicados a partir do final da década de 90 (Marques et al., 1997; Xu et al., 1999a; Silow, 2004; Silow & Mokry, 2010; Xu et al., 2011). Assim, as alterações nos valores das eco-exérgias, puderam comprovadamente ser associadas a alterações na função ecossistêmica, uma vez que, expressava o grau de desenvolvimento e complexidade do ecossistema. Por esta razão, a Eco-exérgias pode ser usada para avaliar a saúde dos ecossistemas (Bae et al., 2013).

A eficácia da eco-exérgia tem sido demonstrada em diversos ecossistemas aquáticos, tais como, lagos (Jørgensen, 1995; Silow & Oh, 2004; Jørgensen et al., 2010), represas artificiais (Molozzi et al., 2013) e em estuarinos costeiros ou marinhos (Marques et al., 1997; Paoli et al., 2016). Foram eficazes também quanto à capacidade de avaliar a qualidade da água

relacionada a impactos específicos (acidificação, contaminação por cobre, pesticidas e derramamento de petróleo) (Xu et al., 2011); eutrofização (Xu et al., 2002; Ludovisi & Poletti, 2003; Marques et al., 1997; Fabiano et al., 2004) e mudanças temporais naturais (Pravoni et al., 2007). Entretanto, existem pouquíssimos estudos conduzidos em campo para ecossistemas lóticos de água doce e todos concentrados em sistemas fluviais do hemisfério norte e de clima temperado (Librato et al., 2006; Park et al., 2006; Bae & Park, 2006; Bae et al., 2013; Li et al., 2013).

Os resultados de tais estudos têm indicado como se comporta as exérgias nos processos ecossistêmicos em sistemas lóticos quanto às escalas espaciais, gradiente longitudinal, tipologia de rios, entre outras. Os principais resultados podem ser resumidos a seguir: i) a exérgia total das comunidades tenderam a aumentar, das nascentes para a baixada dos rios, entretanto, as exérgias específicas foram menores em cursos de rios médios e de baixada; ii) a exérgia total tendeu a aumentar com o tamanho do rio; iii) a exérgia específica diminuiu em locais com baixos níveis de nutrientes; iv) os preditores mais importantes dos valores da exérgia total foram os parâmetros oxigênio dissolvido, amônia e profundidade do rio; v) a concentração de ortofosfato foi o melhor preditor para estimar a exérgia específica, seguido das concentrações de fosfato e de nitrato; vi) as guildas tróficas funcionais responderam diferentemente aos usos da terra: herbívoros dominaram os rios florestados, predadores e onívoros dominaram rios em áreas de agricultura e os detritívoros predominaram em rios urbanos associados a poluição orgânica.

Justificativa do estudo proposto

O resultado da revisão da literatura científica sobre orientadores termodinâmicos aplicados a ecossistemas aquáticos para as regiões tropicais indicou apenas o desenvolvimento de um único estudo associado a reservatórios de água doce no Estado de Minas Gerais no Brasil (Molozzi et al., 2013). Portanto, há uma grande lacuna no entendimento de como os conceitos teóricos sobre indicadores holísticos termodinâmicos se adequam aos ecossistemas aquáticos tropicais.

Nossa proposta, embora bem simplista, será o primeiro estudo a contribuir para o conhecimento de como se comportam as diversas dimensões hierárquicas assumidas pelas exérgias (eco-exérgia total, específica, trófica e individual taxonômica) como orientadores termodinâmicos no processo de desenvolvimento/crescimento, bem como, avançar na compreensão de como o conceito da eco-exérgia pode atuar potencialmente como indicador holístico da qualidade ecológica da água em ecossistemas lóticos tropicais, especificamente para rios da Floresta Atlântica no sudeste brasileiro.

2. Objetivos e metas

O principal objetivo do presente estudo foi avaliar o potencial do uso da eco-exérgia como indicadora termodinâmica da qualidade em ecossistemas de riachos tropicais localizados na Floresta Atlântica, no entorno da Reserva Biológica do Tinguá, no Estado do Rio de Janeiro, Brasil. Nossos objetivos específicos foram: (1) caracterizar a organização estrutural da comunidade de macroinvertebrados bentônicos quanto à tipologia de habitat, sazonalidade e por classes de impacto; (2) analisar a variação nos valores das Eco-exérgias totais, específicas, tróficas e taxonômicas, associadas à tipologia do leito, sazonalidade e por classes de impacto (3) analisar aspectos da complexidade e estabilidade através de um índice de complexidade total.

3. Metodologia

3.1 Dados ecológicos

O estudo foi realizado com as comunidades de macroinvertebrados bentônicos coletadas em riachos tropicais da Mata Atlântica no entorno da Reserva Biológica do Tinguá, no Estado do Rio de Janeiro, Brasil. Foram selecionados 12 riachos em 4 campanhas amostrais (início e final do período chuvoso - verão / início e final do período seco – inverno / 2014-2015). Os rios amostrados pertenciam a duas tipologias referentes à descrição morfológica dos habitats (rios de leito rochoso e sedimentar), segundo Rosgen, (1994) (Figura. 2).

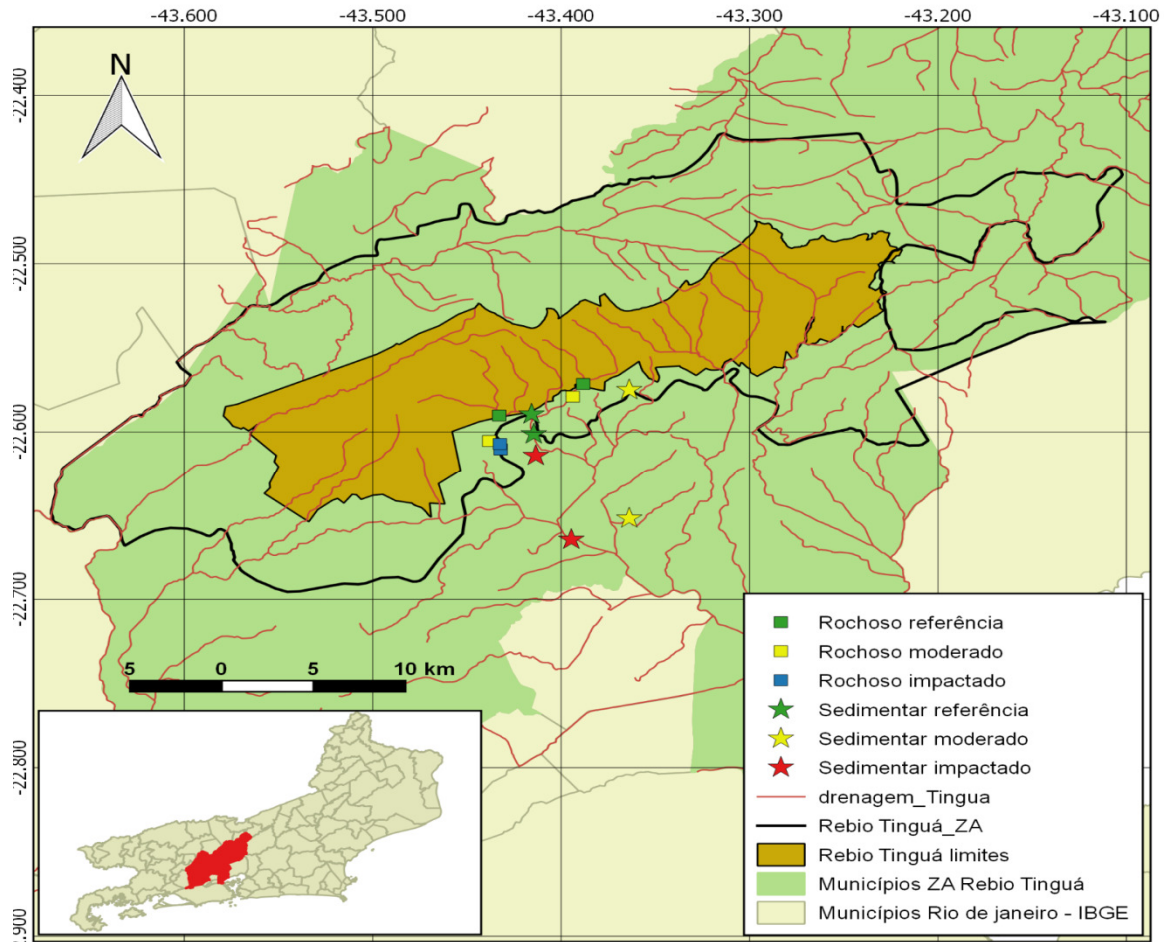


Figura 2: Mapa com a localização dos trechos de rio amostrados na bacia hidrográfica do rio Iguaçu, Nova Iguaçu- Rio de Janeiro, mostrando as tipologias de rios e suas classes de impacto.

O esforço de coleta compreendeu a seguinte distribuição no gradiente de impacto - rio de referência (n=4 x 4 campanhas amostrais = 16); rio Intermediário (n=4 x 4 campanhas amostrais = 16); rio impactado (n=4 x 4 campanhas amostrais = 16), perfazendo um total de 48 amostras, onde as tipologias são representadas por 24 amostras de rios com leito rochoso e 24 para rios de leito arenoso. Na figura 3, são apresentadas fotografias representativas das três classes de impacto nas duas tipologias.

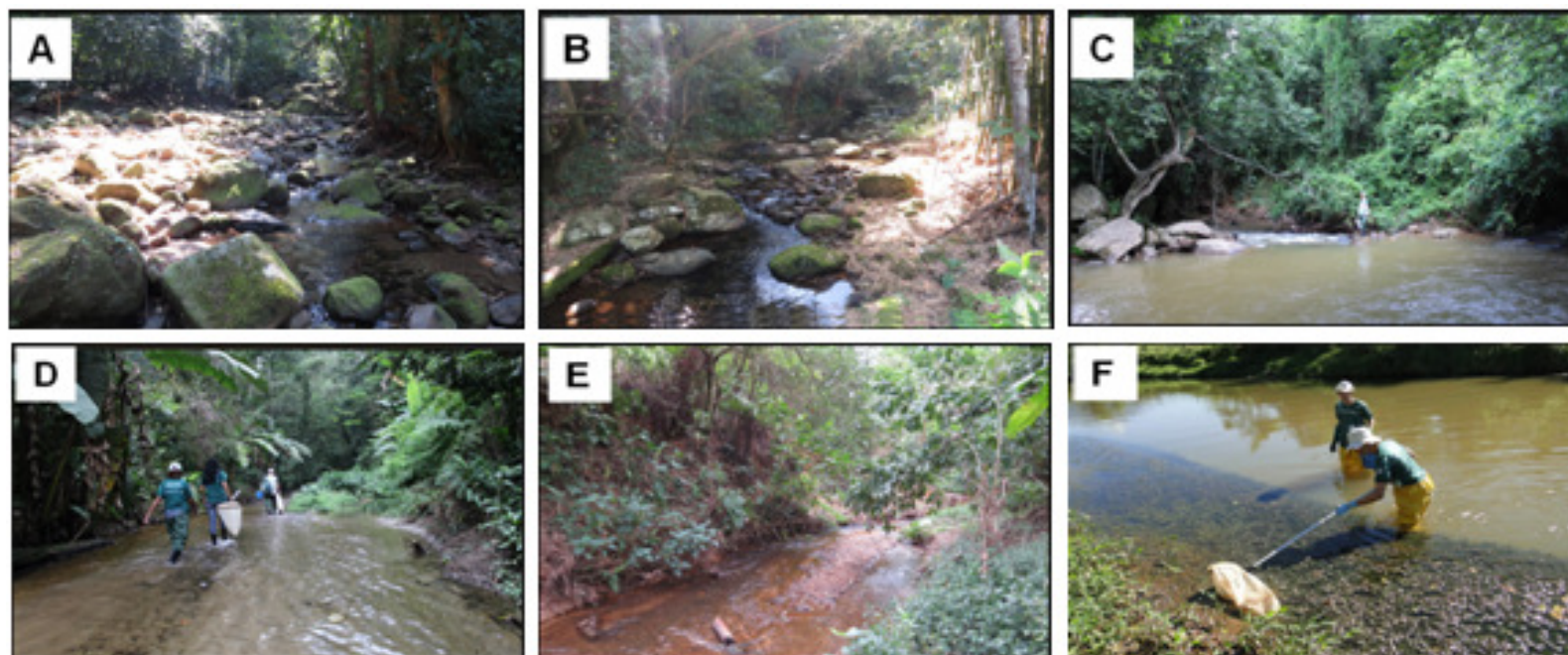


Figura 3. Fotografia representando os locais de coleta, mostrando as classes de impacto, nas duas tipologias. **A:** rio de referência com fundo rochoso; **B:** rio intermediário com fundo rochoso; **C:** rio impactado com fundo rochoso; **D:** rio de referência com fundo de sedimentar; **E:** rio intermediário com fundo sedimentar e **F:** rio impactado com fundo sedimentar no entorno da Reserva Biológica do Tinguá, Município de Nova Iguaçu, Rio de Janeiro.

3.2 *Coleta e Identificação de macroinvertebrados*

O procedimento amostral utilizado para na coleta dos espécimes de macroinvertebrados foi o método multi-habitat, onde amostragens proporcionais dos diferentes tipos de micro habitats disponíveis em cada trecho do rio eram realizadas. Utilizamos um amostrador do tipo kick-net com um tamanho de malha de 500 μm . Em cada trecho, amostramos uma área de aproximadamente 20 vezes a largura do rio, onde foram realizadas 20 retiradas distintas. Todas as amostras foram unidas (cerca de 20 m^2 de substrato), conservadas em álcool etílico a 80% e posteriormente transportado para o laboratório. No laboratório, as amostras foram lavadas para a retirada de matéria orgânica particulada grosseira como galhos, folhas e gravetos. Após esta etapa, o material foi colocado em um sub-amostrador de 64 cm x 36 cm, dividido em 24 quadrantes. Cada quadrante mede 10,5 cm x 8,5 cm e com área de aproximadamente 90 cm^2 . Foram sub-amostrado 8 quadrats, perfazendo um total de 7.2 m^2 , segundo metodologia definida por Oliveira et al., (2011).

O material biológico foi identificado e quantificado com o auxílio de um microscópio estereoscópico no nível de gênero, com exceção das ordens Diptera, Hemiptera, Lepidoptera e a Classe Gastropoda que foram identificadas em família. Foi utilizado o Manual de Identificação de Macroinvertebrados do Estado do Rio de Janeiro (Mugnai et al., 2010) e auxílio de especialistas.

3.3 *Enquadramento Trófico e Medição da biomassa*

Os macroinvertebrados foram classificados nas seguintes guildas tróficas de alimentação - GFA's: Carnívoro; Herbívoro; Detritívoro-Herbívoro; Detritívoro e Onívoros, segundo alguns estudos disponíveis para o Brasil e América do Sul (Tomanova, 2006; Chará-Serna et al., 2010; Henriques-Oliveira & Nessimian, 2010; Longo & Blanco 2013). O enquadramento dos organismos seguiu uma ordem de prioridade com base em informações, relacionada ao conteúdo estomacal (julgamos que a informação obtida por observação direta seria a mais precisa) (Tomanova, 2006; Chará-Serna et al., 2010). Os táxons

não analisados nesses dois estudos foram classificados a partir das observações ecológicas, efetuadas por especialistas (Henriques-Oliveira & Nessimian, 2010; Longo & Blanco, 2013). Quando havia divergência no enquadramento, prevalecia àquela classificação no qual o GFA era compartilhado entre no mínimo três autores. Por outro lado, quando havia discordância completa, entendemos que os táxons que estavam representando aquele determinado gênero, possuíam hábitos alimentares muito diversos, então, optamos em enquadrá-los como onívoros (Anexo 1).

Os indivíduos de cada grupo funcional foram desidratados em estufa a 60°C por 24 horas. Após esse período, os organismos eram agrupados por táxon individualmente e pesados em uma balança analítica com precisão de 0,00001g. A biomassa quantificada dos gastrópodes e crustáceos correspondia a 30% do peso seco total do animal (Silva et al., 2010).

3.4 *Variáveis ambientais*

Foram analisadas as propriedades físico-químicas da água para os seguintes parâmetros: Coliformes fecais (método collilert), pH (Hanna-HI8014), Turbidez (Alfakit-Turbidímetro plus), OD (Hanna-HI9146), Temperatura (CE-AF1012), Condutividade (Alfakit-AT230). Para a série analítica utilizamos um espectrofotômetro (spectrophotometer – sp1105): Amônia (Método de Nessler), DBO5-20 (Método direto), Fósforo Total (Método molibdato de amônia e como redutor, ácido ascórbico), Nitrogênio Total Kjeldahl. Além de outros parâmetros hidrológicos como largura e profundidade média, temperatura da água e aspectos associados à integridade ecológica da paisagem (Protocolo de Avaliação de Habitat – RBPIII) (Barbour et al, 1996). (Anexo. 2)

3.5 *Análise de dados*

Organização estrutural das comunidades de macroinvertebrados

Matrizes biológicas geradas com base nas abundâncias dos macroinvertebrados em cada local de coleta serviram para examinar padrões espaciais e a variabilidade na composição da comunidade de macroinvertebrados entre os sites, tipologias do leito e sazonalidade (inverno e

verão). Foram usadas as distâncias de Bray-Curtis e o número de eixos foi limitado a duas dimensões. O nível de ajuste do nMDS foi estimado como uma função de estresse, que variava de 0 a 1 com valores próximos de 0 indicando um bom ajuste.

Para avaliar a influência das variáveis ambientais na formação dos padrões de organização das comunidades de macroinvertebrados entre as classes de impacto, tipologias e sazonalidade, foram realizadas análises multivariadas de Análise de Componente Principal (PCA). Todas as análises multivariadas foram realizadas usando estatística R.

3.6 Cálculo das eco-exérgia total, específica, trófica e taxonômica

As eco-exérgias totais foram mensuradas de acordo com Jørgensen (2002), aplicando-se a equação (1):

$$\text{Equação (1)} \quad Ex = \sum_{i=1}^n (W_i C_i),$$

Onde, C_i é a concentração (biomassa no presente caso) da variável de estado, (isto é, táxon selecionado), W_i é a informação armazenada no estado variável (fator de ponderação) e n é o número de variáveis.

A eco-exérgia específica estrutural ($SpEx$) de um sistema, mede o quanto um ou mais grupos funcionais de alimentação contribuem para formar o valor da eco-exérgia total, refletindo qual grupo funcional de alimentação armazena mais exérgia. É definido como a divisão da eco-exérgia total pela biomassa total. Neste estudo, os dados da abundância dos espécimes de macroinvertebrados bentônicos nas comunidades foram utilizados para o cálculo da eco-exérgia em cinco grupos funcionais tróficos com seus respectivos fatores de ponderação (W_i): carnívoros 47; onívoros 41; herbívoros 35; detritívoro-herbívoros 32,5; detritívoros 30 (Jørgensen et al., 2002). Segundo (Li. et al., 2013) pode ser calculada pela equação (2).

$$\text{Equação (2)} \quad SpEx = \frac{\sum_{i=1}^n Ex}{\sum_{i=1}^n C_i}$$

A eco-exérgia trófica e a taxonômica (ExST) são definidas como o produto do fator de ponderação (β -valor) pelo coeficiente da biomassa específica (C_i) e a biomassa total (C_t) de alguma dimensão estrutural: eco-exérgia trófica (eco-exérgia específica/biomassa do nível trófico alvo) e eco-exérgia taxonômica (valor da eco-exérgia específica ou trófica/biomassa de uma única unidade taxonômica), de acordo com a equação (3) (Tang et al., 2015).

Equação (3) $EXST = \sum_{i=1}^n \beta_i \times \frac{C_i}{C_t}$

3.7 *Relação entre Eco-exérgias Total e Biomassa*

Para demonstrar a inter-relação da biomassa com a Eco-exérgia total foi realizada uma correlação de *Spearman*, considerando todos os locais amostrais e épocas do ano.

3.8 *Caracterização e análises das eco-exérgias quanto a: tipologia, sazonalidade e classes de impacto*

Foram elaborados gráficos para ilustrar a variação das Eco-exérgias temporalmente e por tipologia para cada classe de impacto. Para avaliar a fonte de variação das eco-exérgias individualmente (total, específica e trófica) foram realizados testes de Mann-Whitney, observando as seguintes condições: (1) tipologias dentro da mesma estação do ano; (2) estações do ano dentro da mesma tipologia; (3) a tipologia favorece alguma Eco-exérgia trófica em particular; (4) uma determinada estação do ano favorece alguma Eco-exérgia trófica em especial. Foram considerados como tendo diferenças significativas valores de $p < 0,05$. Todas as análises foram realizadas usando estatística R.

3.9. Potencial da eco-exérgia como indicadora termodinâmica

Com objetivo de avaliar o potencial das eco-exérgias como descritoras da integridade ambiental, foram realizados dois procedimentos: 1) análise de correlação de Spearman entre os valores obtidos das diferentes eco-exérgias contra o primeiro eixo da PCA ambiental (variáveis ambientais que melhor explicavam o gradiente de impacto do nosso conjunto de rios); 2) regressão linear múltipla, ambas realizadas usando estatística R.

3.9.1 Complexidade e Estabilidade

Na tentativa de capturar a complexidade estrutural das comunidades bentônicas, propomos como medida de complexidade ecológica dos ecossistemas, a formação de um Índice de Complexidade Total (ICT), baseado no estudo de Paoli et al., (2016).

Neste estudo, adaptamos o Índice de Complexidade Total (ICT) de Paoli, et al., (2016) substituindo a taxa de transferência (Produção primária) pela taxa Produção/Respiração (P/R), como uma das dimensões para a visualização da complexidade total. Portanto, o índice de autotrofia e heterotrofia calculado pela razão: raspador / (fragmentador+coletor total). Definido por Cummins, et al., (2015) propõe que, esta relação entre GFAs, substitui medidas diretas do atributo que relaciona a produção primária bruta (autotrófica) (P) com a respiração total da comunidade (heterotrófica) (R) ou seja, a relação P/R.

Então, os quatro índices empregados para formar a “visualização” ou “retrato” da complexidade dos rios, foram: 1- Eco-exérgia total; 2- Produção/Respiração (P/R), como métricas extensivas representando à complexidade estrutural associada a biomassa ou à atividades transferências entre os compartimentos (produtor e consumidor); 3- Eco-exérgia específica, e e 4- Índice de Diversidade de Shannon como métricas intensivas ligada a medida da informação da rede.

Como forma de apresentar as medidas representativas da complexidade nos resultados, foi feita uma simplificação através da relativização dos dados,

isto é, relacionar o valor do local medido contra valores de referência. Assim, através de uma padronização simples, por meio do cálculo de interpolação dos dados, todos os valores foram padronizados numa mesma escala (entre 0 e 1). A padronização relativizada foi realizada para cada uma das quatro variáveis escolhidas e foi calculada com base na média para cada par de rios, que representava a condição de integridade local (rios de referência; intermediários e impactados).

Para todas as variáveis, a maior medida foi atribuída valor 1 e à menor foi conferida valor 0. Desta forma, as diferentes variáveis, que apresentavam unidades ou eram adimensionais, passaram a serem representadas por valores em uma mesma escala.

$$\text{Variável de complexidade} = (x - V_r) / (V_i - V_r) - 1$$

onde, x é o valor da variável no local, V_r é o valor de referência desta medida (no caso, o maior valor encontrado para o conjunto dos dados da variável medida) e V_i é o valor que representa o menor valor do conjunto de dados específico, dentre os locais medidos. Como exemplo, podemos considerar que se queira relativizar o Índice de Shannon (S) de um rio individual (x) de tipologia e integridade (x), e se tenha obtido valor 1.5 naquele local, representando a variável complexidade S e que o menor valor de S no conjunto de dados tenha sido 2.5 e o pior valor tenha sido 0.5. Assim, teríamos para essa localidade, o seguinte valor relativizado (exemplo).

$$\text{Variável (S) relativizada} = (2.0 - 2.5) / (0.5 - 2.5) - 1$$

Logo, a variável (S) receberia o valor de 0.75 em uma escala de 0 a 1 (sendo que neste caso, quanto maior o valor obtido, maior seria o tamanho da rede biológica e de informação, representado pelo alto valor de Shannon relativo aquelas condições).

Após a relativização das quatro variáveis de complexidade medidas, os valores foram usados para construção de gráficos do tipo radar, gerados em EXCELL. Foram gerados então, um conjunto de 24 gráficos, representando, os três níveis de integridade ambiental dos rios (Referência; Intermediário e

Impactado), para as duas tipologias (Rochosa - Rock e Arenosa – Sand); e em quatro estações amostrais (Inverno1 (1); Verão1(2); Verão2 (3) e Inverno2 (4)).

Para analisarmos a variação do padrão de contribuição e o comportamento das Eco-exérgias tróficas sazonalmente para cada rio individualmente, um conjunto de 48 gráficos de barras foi gerado. Anexo 3.

4. Resultados

Organização estrutural das comunidades de macroinvertebrados

No geral, a organização estrutural das comunidades de macroinvertebrados constituiu-se de muitos táxons raros e alguns pouco abundantes. Foram coligidos 52.550 indivíduos e identificados 148 táxons no menor nível taxonômico possível, distribuídos em 04 Filos; 05 Classes; 12 Ordens, 68 Famílias; 92 Gêneros, correspondente a amostragens nos 12 trechos de rios nas quatro campanhas amostrais.

A ordenação multidimensional apresentada na figura 4 revelou uma clara diferenciação entre as tipologias, porém uma fraca separação entre estações do ano. No entanto, houve uma nítida sobreposição entre rios de referência de fundo arenoso com rios rochosos intermediários, sendo que, tal arranjo se deve a associação quanto à riqueza biológica, não comprometendo a observação dos ecossistemas quanto à formação do gradiente de qualidade ambiental. A análise de agrupamento de Bray-Curtis executada durante a nMDS registrou um baixo índice de similaridade (0.35) entre as duas tipologias.

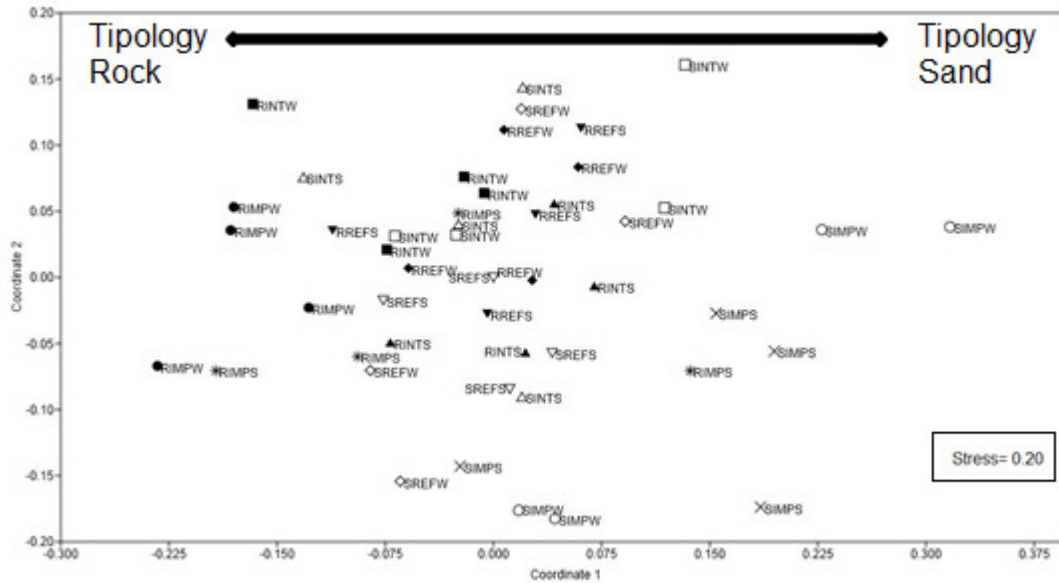


Figura 4. Análise de ordenação, escalonamento multidimensional não métrico, das comunidades de macroinvertebrados em rios do entorno da Reserva Biológica do Tinguá. Identificação dos rios: tipologia (S - arenosa ; R – rochosa); classes de impacto: referência – REF; Intermediária – INT e Impactada – IMP); estações do ano verão - S e inverno – W.

A análise de componentes principais (PCA), para avaliar o poder explicativo das variáveis ambientais sobre o padrão de distribuição da fauna bentônica entre as classes de impacto indicou que houve uma nítida separação entre as classes, com o primeiro eixo explicando 41% da variação e um autovalor “*eigenvalue*” de 2.87 (Figura.5). A PCA entre as tipologias de rios também apresentou uma separação clara entre rios de fundo rochoso e arenoso (Figura. 6).

Uma vez que houve diferenciação entre tipologias, as análises das PCAs que informam a influência das variáveis ambientais entre as categorias de impacto foram apresentadas separadamente. Na figura 7, os resultados mostram que rios de fundo rochoso, apresentaram uma alta sobreposição entre todas as categorias de impactos, concentrando todas as classes de impacto próximas ao centro do eixo. As variáveis que explicaram melhor a baixa variabilidade no eixo 1 (29%) foram amônia e fósforo total, concentrando-se no quadrante negativo do eixo 1 e coliformes no positivo.

A PCA relacionada aos rios de fundo arenoso indicou um percentual de explicação da variabilidade no eixo 1 de 32%. Assim como na análise anterior, rios de fundo arenoso revelaram uma mistura de locais impactados com locais classificados como referência e intermediários, não separando muito claramente as classes de impacto (Figura 8).

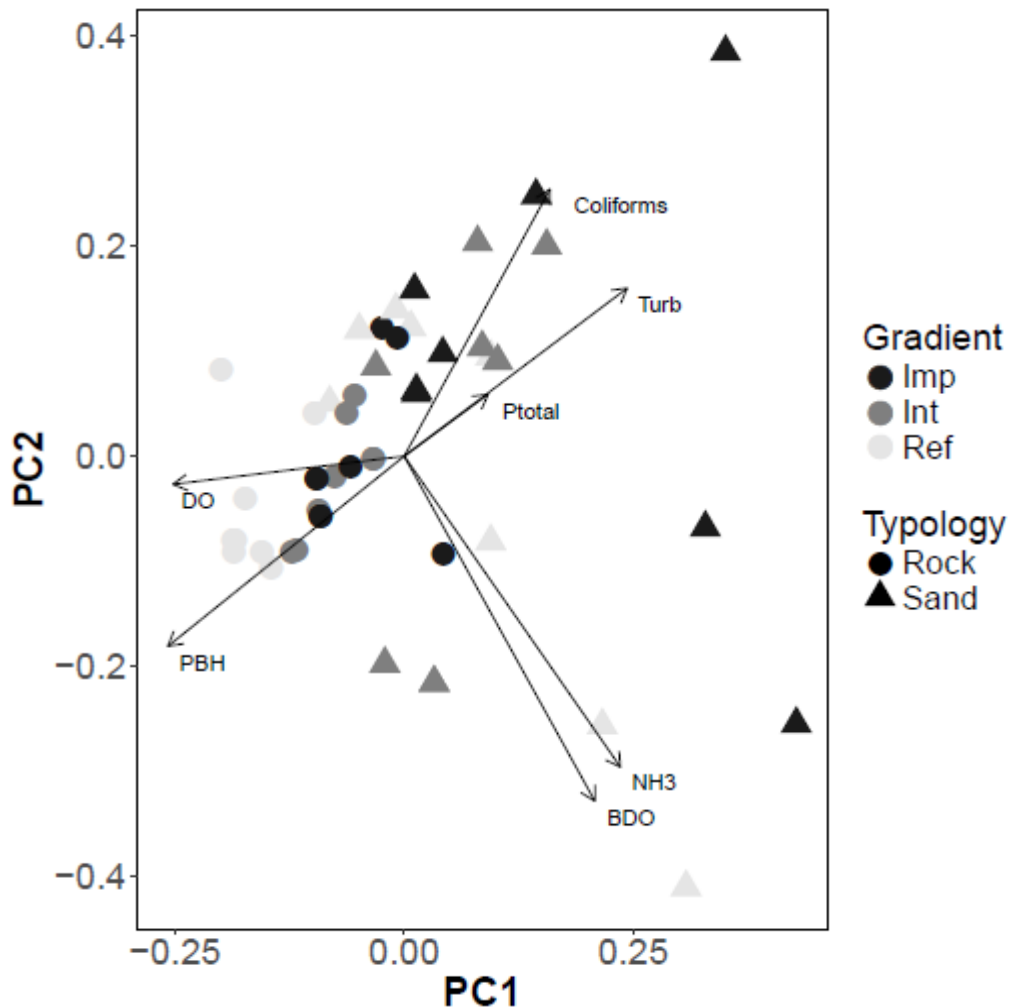


Figura 5. Análise de componentes principais (PCA) com as variáveis ambientais das duas tipologias de rios distribuídos em três níveis de condições ambientais. Os círculos representam rios de fundo rochoso e os triângulos rios de fundo arenoso. O gradiente é expresso pelo degrade de cores variando do preto (impactado) ao cinza claro (referência). O comprimento das setas são uma medida de quão influente é a variável e sua orientação indica a direção e o aumento da influência.

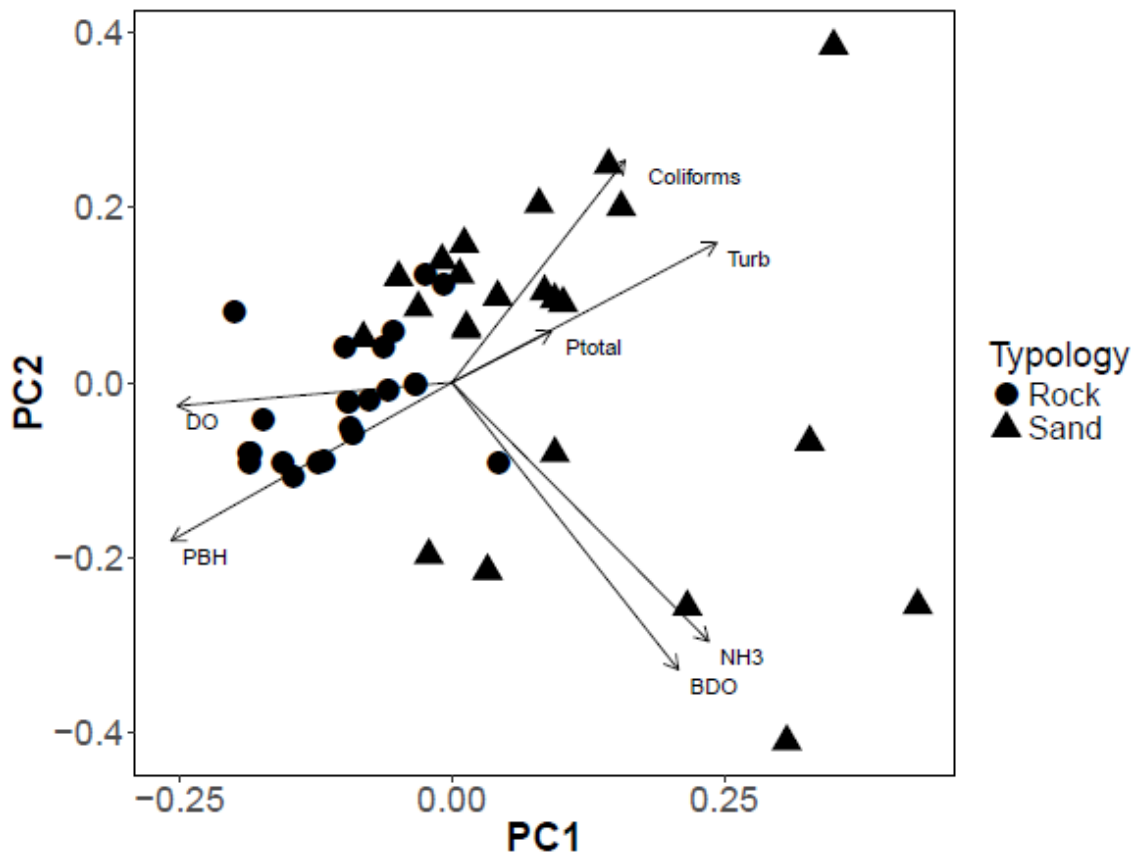


Figura 6. Análise de Componentes Principais (PCA) entre as variáveis ambientais e tipologias dos rios mostrando horizontalmente o primeiro eixo e verticalmente o segundo eixo. Os rios de fundo rochoso são representados por círculos pretos e rios de fundo arenoso por triângulos pretos e as variáveis ambientais por setas sólidas. O comprimento da linha é uma medida de importância da variável e a seta indica a direção e aumento da influência.

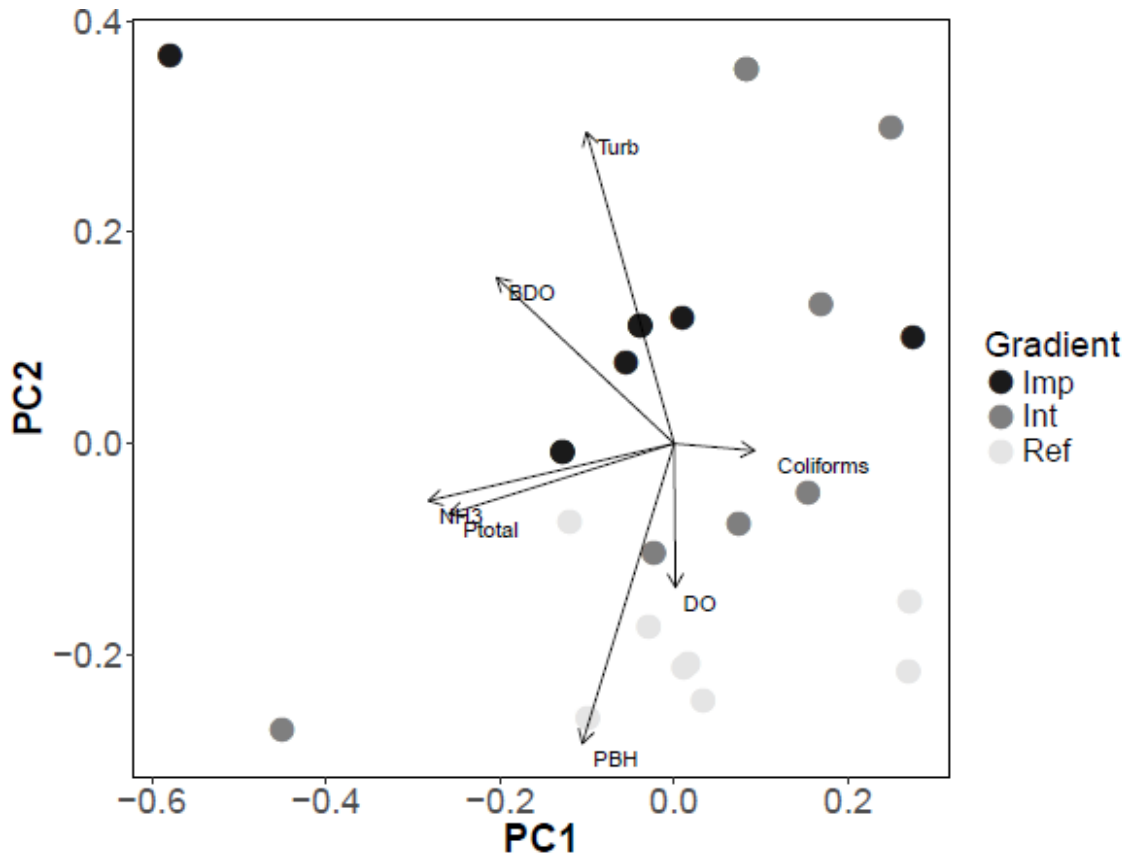


Figura. 7. Análise de Componentes Principais (PCA) entre às variáveis ambientais e rios de fundo rochoso no gradiente de impacto. Círculos cinza claro representam rios de referência; círculos cinza rios intermediários e círculos pretos rios impactados. O comprimento da linha é uma medida de importância da variável e a seta indica a direção e aumento da influência.

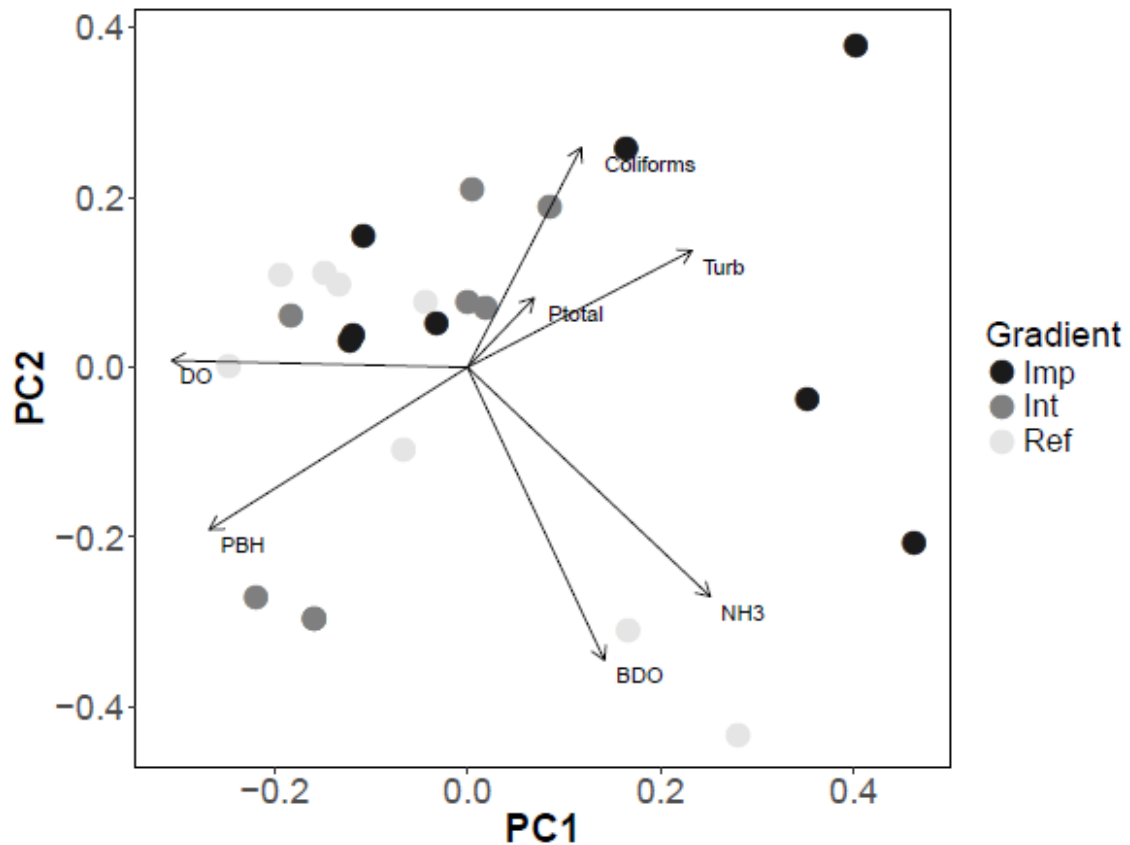


Figura 8. Análise de Componentes Principais (PCA) entre as variáveis ambientais para rios de fundo arenoso no gradiente de impacto. Círculos cinza claro representam rios de referência; círculos cinza rios intermediários e círculos pretos rios impactados. O comprimento da linha é uma medida de importância da variável e a seta indica a direção e aumento da influência.

Relação Biomassa e Eco-Exérgia

O resultado da correlação de Spearman entre valores da eco-exérgia total e biomassa total, indicaram uma correlação altamente significativa ($p=0,000001$; $r=0,99$), que apenas reforça a relação entre a biomassa total e valores das eco-exérgia total, entretanto, chama a atenção de que essa alta correlação não esclarece o papel e o peso contributivo do fator de ponderação (informação) das espécies individuais que compõem as comunidades ao longo do gradiente de impacto (Figura. 9).

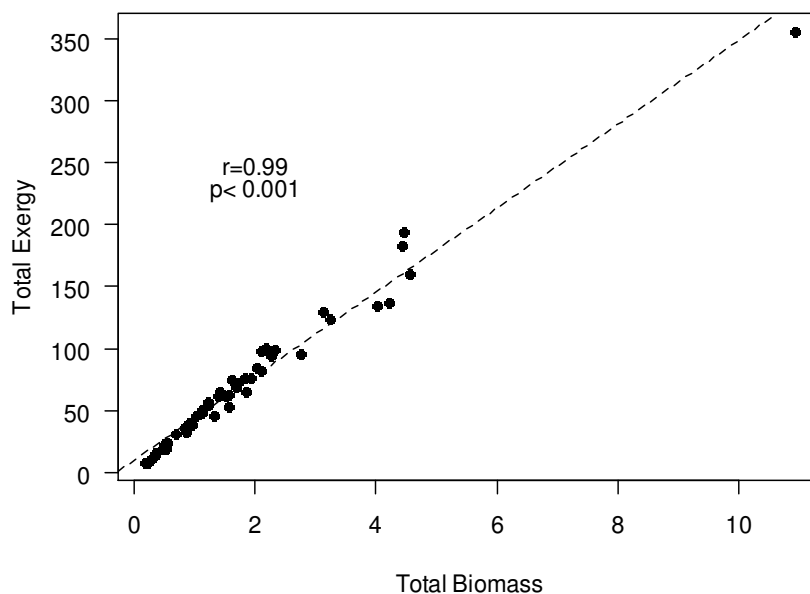


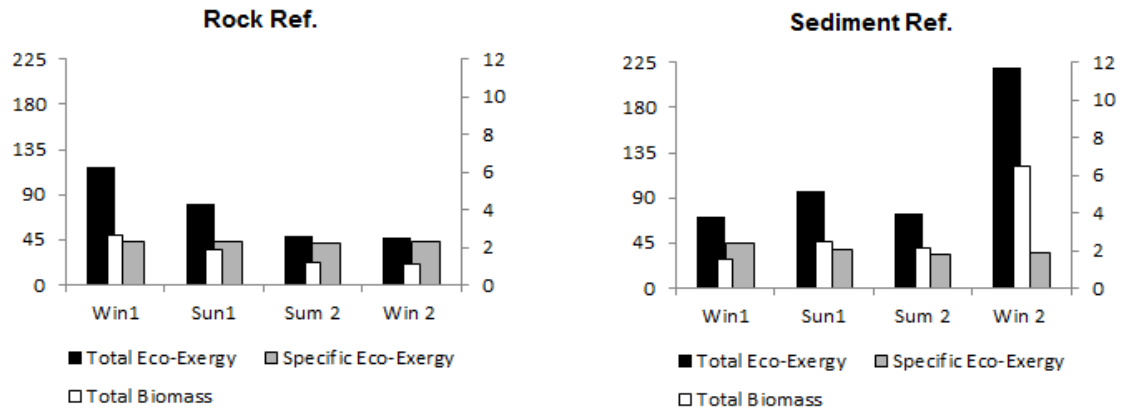
Figura 9. Correlação de Spearman entre a biomassa total e eco-exérgia total em riachos da Mata Atlântica no entorno da Reserva Biológica do Tinguá, RJ, $p < 0,0000001$ e $r = 0,99$.

Caracterização e análises das Eco-exérgias quanto a: tipologia, sazonalidade nas classes de impacto

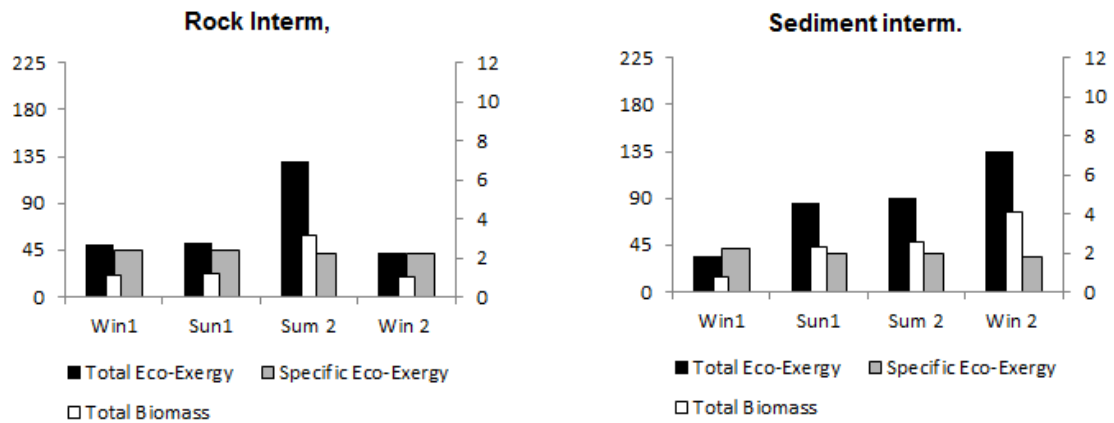
Acompanhamos as flutuações nos valores das biomassas e das Eco-exérgias (totais e específicas) sazonalmente entre as três classes de impacto. Os resultados indicam que riachos com classes de maior integridade do sistema, apresentaram em geral os maiores valores de eco-exérgia total (biomassa acumulada) e de eco-exérgia específica (informação), refletindo o acúmulo de energia útil e de qualidade energética no sistema (Figuras 10a).

Esse padrão se repete somente para rios intermediários de fundo rochoso, indicando que nesta tipologia o sistema investe mais no acúmulo de biomassa (eco-exérgia total), do que em informação na forma de eco-exérgia específica (Figura 10b).

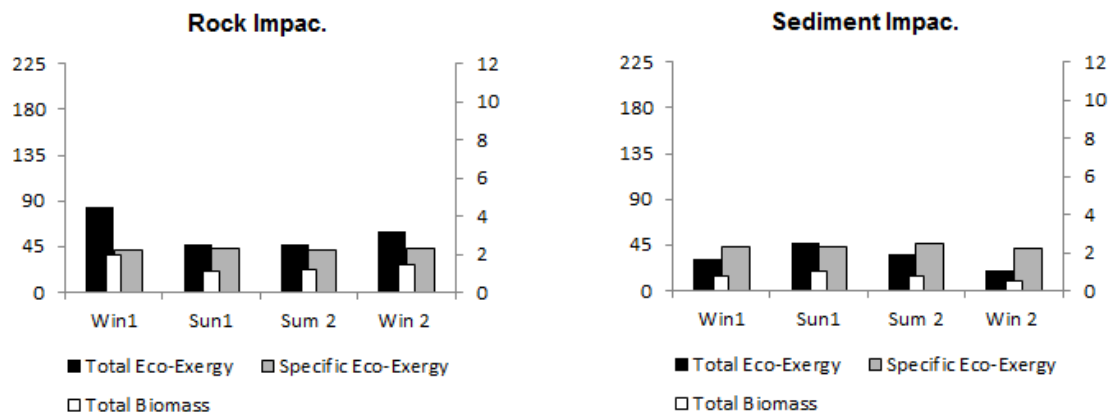
Para rios impactados, podemos verificar baixos valores de biomassa nas duas tipologias e pequenas variações nas eco-exérgias totais e específicas, mantendo-se praticamente estável durante todo o tempo de acompanhamento da evolução dos sistemas (Figura 10c).



(a)



(b)

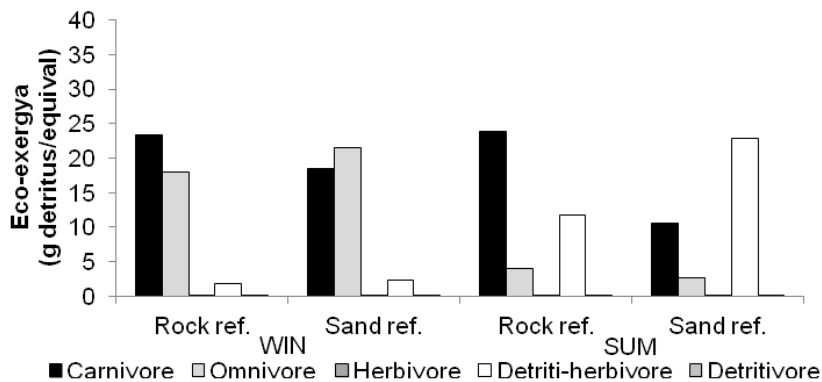


(c)

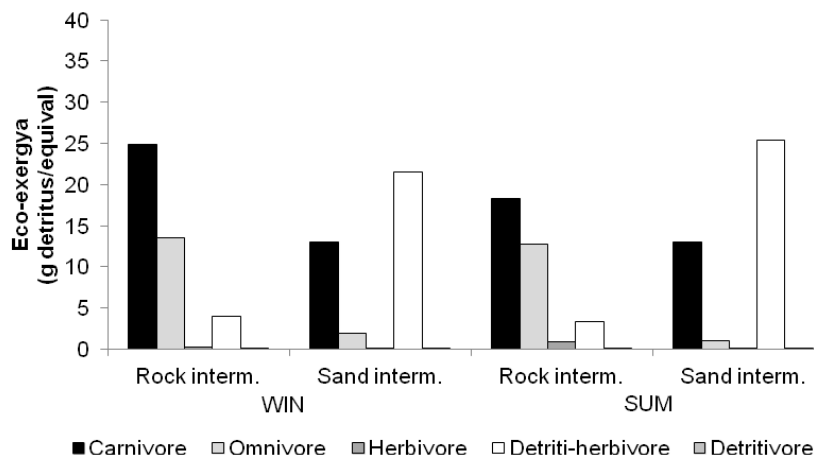
Figura 10. Valor médio das exérgias total, específica (eixo y) (gramas por detritos equivalente/m²) e biomassa total (eixo z) (gramas m²) para tipologias de rios rochoso e sedimentar associados as classes de impacto, referência (a); intermediário (b) e impactado (c) e suas variações sazonal entre inverno e verão.

Os resultados dos testes de Mann-Whitney para valores das eco-exérgias total e específica entre tipologias individualizadas por classe de impacto e dentro das mesmas estações do ano e entre as estações dentro da mesma tipologia, indicaram que não houve diferenças significativas em nenhuma das comparações, com exceção dos rios intermediários quanto a valores obtidos de eco-exérgia específica entre inverno e verão ($p=0.02857$).

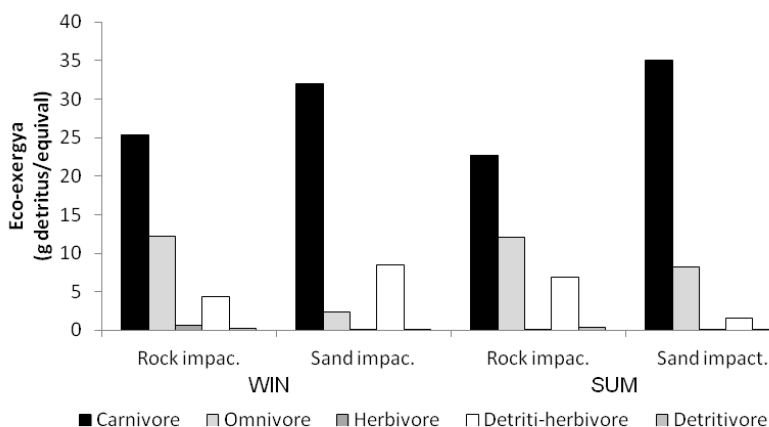
A comparação nos valores das eco-exérgias tróficas dentro da mesma tipologia e na mesma estação do ano (condição 1), indicou que apenas a eco-exérgia trófica detritívoro-herbívoro ($p=0.028$) e herbívoro ($p=0.029$) apresentaram diferenças significativas para áreas de referência durante o verão. As análises referentes à condição 2 (estações do ano dentro da mesma tipologia), mostraram uma grande estabilidade estacional para todas as eco-exérgias tróficas, com pequenas variações não significativas (Figura 11a, b, c).



(a)



(b)



(c)

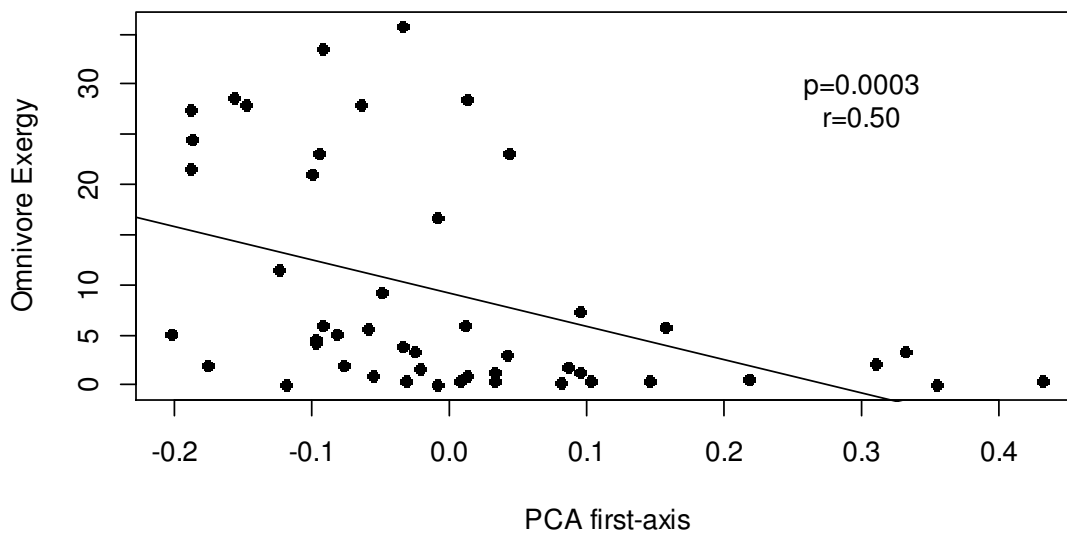
Figura. 11. Valores médios das eco-exérgias tróficas (Carnívoros, Onívoro, Herbívoro, Detritivo-herbívoro e Detritívoro), comparando tipologias (Rochoso e Sedimentar) para as três classes de impacto – referência (a); intermediário (b) e (c) impactados. Mostrando a evolução das eco-exérgias ao longo das estações.

Para observarmos se uma determinada tipologia favorece o desenvolvimento e conseqüentemente o acúmulo de biomassa para alguma eco-exérgia trófica em particular (condição 3), o teste de Mann-Whitney, agrupando todas as amostras por tipologia, independente da época do ano e individualizando o conjunto de dados por classes de impacto, indicou que houve diferença significativa apenas para as eco-exérgias de onívoros e herbívoros entre as duas tipologias tanto para a classe de referência ($p=0,003$ e $p=0,001$, respectivamente) quanto para a intermediária ($p=0,03$ e

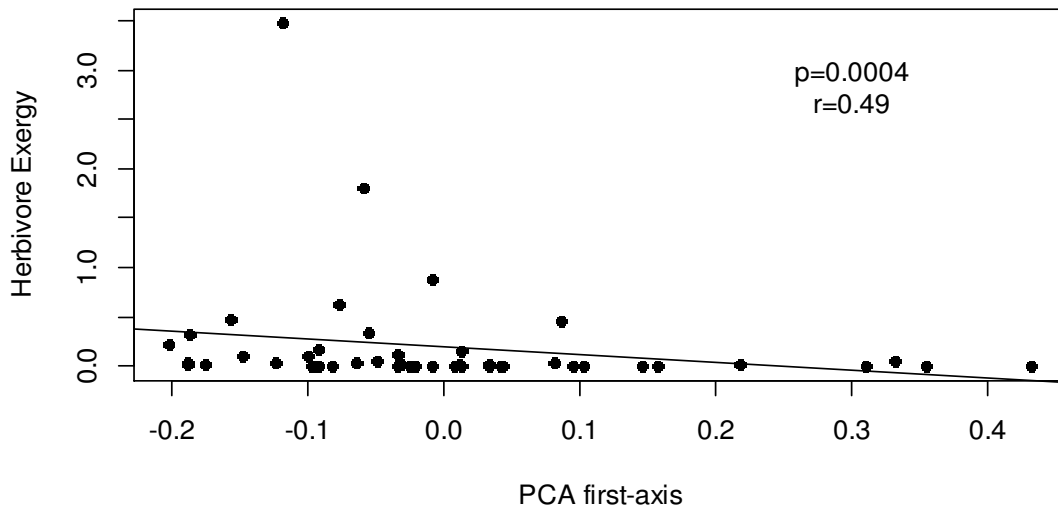
$p=0,04$, respectivamente). Enquanto que as eco-exérgias de onívoro ($p=0.018$) e detritívoro ($p=0.019$) foram significativas para riachos impactados.

Eco-exérgias como indicadora termodinâmica da qualidade ambiental

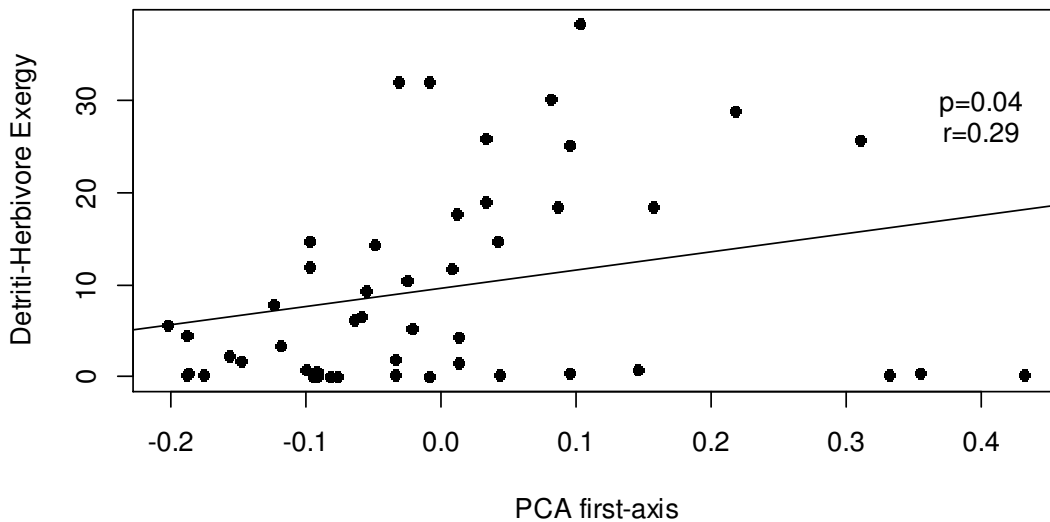
A análise da Correlação de Spearman revelou que das cinco eco-exérgias tróficas, três foram capazes de reagir ao gradiente ambiental. As eco-exérgias de onívoro e herbívoro apresentaram coeficientes de correlações moderados, enquanto, a de detritívoro-herbívoro foi fraco. Assim sendo, podemos inferir o potencial dessas eco-exérgias para servirem como indicadoras termodinâmicas da qualidade ambiental em rios (Figura 12a, b, c).



(a)



(b)



(c)

Figura 12. Correlação de Spearman entre as eco-exérgia com o primeiro eixo da PCA ambiental em rios tropicais do entorno da Reserva Biológica do Tinguá: (a) Eco-exérgias de onívoro; (b) Eco-exérgias (c) detri-herbívoro.

A análise da regressão múltipla com os dados reunidos das duas tipologias demonstrou que apenas a eco-exérgia trófica de onívoro reagiu significativamente ($p= 0,001$) com o eixo 1 explicando 19% da variação.

Com as demais eco-exérgias tróficas, que as correlações não foram significativas com o primeiro eixo da PCA, realizamos as análises de regressão com todos os eixos da PCA separando as duas tipologias (rochoso e sedimentar).

As análises das regressões individualizadas por tipologias indicaram que as eco-exérgias tróficas responderam a várias dimensões dos eixos que formaram o gradiente ambiental. Para rios de fundo rochoso apenas a eco-exérgia detritívoro-herbívoros com $p=0.04$ e $R=0.17$ foi significativa com o eixo 1. Já a regressão para rios de fundo arenoso, a eco-exérgia total, com $p=0.008$ e $R=0.5$ para o acumulado do 1º + 2º + 4º + 5º eixos e a eco-exérgia detritívoro com $p=0.01$, $R=0.34$ reagiu aos eixos 3º + 5º.

A tabela 2 informa os valores das variáveis ambientais explicativas para cada eixo da PCA.

Tabela 2. Valores das variáveis ambientais que formaram os cinco primeiros eixos da Análise de Componente Principal (PCA) de rios tropicais da Floresta Atlântica no sudeste brasileiro, em torno da Reserva Biológica do Tinguá.

Variável	Componentes Principais					
	N	PC1	PC2	PC3	PC4	PC5
Coliforms	48	0.382743	-0.02496	1.10297	-0.5608	0.2812
Turbidez	48	-0.416896	1.10951	0.30329	0.1957	-0.1213
DO	48	0.006334	-0.51225	0.45377	1.1334	0.1899
NH3	48	-1.169606	-0.20386	-0.08271	-0.1210	-0.2811
BOD5	48	-0.845264	0.59106	0.52178	0.1435	-0.1132
Ptotal	48	-1.071770	-0.25120	-0.21689	-0.1761	0.7075
pH	48	-0.437320	-1.06853	0.42701	-0.1832	-0.3988
Eigenvalue	-	2.87	1.33	1.05	0.64	0.59
Prop.Explaid	-	0.41	0.19	0.15	0.09	0.08
% Cumulat.	-	41	60	75	84	93

Índice de Complexidade Total (ICT): Estabilidade e Complexidade das Comunidades de Macroinvertebrados

A fim de sintetizar informações sobre o grau de complexidade ecológica e estabilidade dos ecossistemas estudados foram utilizados quatro Índices individualizados: Eco-exérgia total, Eco-exérgia específica, razão P/R e informação que, visualizados em conjunto, serviu como medida de complexidade ecológica dos ecossistemas, formando o Índice de Complexidade Total (ICT).

Os quatro índices combinados expressam às propriedades emergentes do sistema, permitindo avaliar sua complexidade e grau de desenvolvimento. Este índice nos traz a predição de que sistemas desenvolvidos e complexos, conseqüentemente menos perturbados, possuem valores elevados para todos os quatro índices escolhidos na composição do ICT. Portanto, quanto maior a área ocupada em cada quadrante, maior seria sua contribuição para a formação da complexidade.

A tabela 3 descreve o entendimento sobre os tipos de complexidade, os índices relacionados a estas complexidades e o significado de cada quadrante com sua correspondente representatividade para a complexidade.

Tabela 3. Descrição do significado de cada quadrante do ICT adaptado de Paoli et al., (2016).

Quarto	Representação	Índices relacionados	Interpretação
I	Complexidade quantitativa	Eco-exérgia total e Razão P/R	Se um habitat mostra valores altos desses índices, a complexidade é principalmente devido a capacidade do sistema de armazenar grande quantidade de matéria e manter um grande número de trocas entre os os compartimentos.
II	Complexidade estrutural	Eco-exérgia total e Eco-exérgia específica	Relacionam-se com o armazenamento e a natureza da matéria em termos evolutivos.
III	Complexidade qualitativa	Eco-exérgia específica e informação	Se um habitat mostra valores altos desses índices, a complexidade é relacionada à qualidade da matéria armazenada e grau de especialização dos componentes.
IV	Complexidade Funcional	Razão P/R e informação	Estimam a capacidade do sistema funcionar através dos links da rede

A análise da representação radial dos indicadores individuais de complexidade apresentado nas Figuras 13 e 14 indicou que nenhum rio em ambas as tipologias obteve pontuações mínimas ou máximas de potencial de ICT, correspondente aos valores de 0 e 4 respectivamente. Isto significa que nenhum dos rios estudados atingiu condições extremas máximas ou mínimas de complexidade, durante as quatro campanhas amostrais.

Os piores valores de ICT foram exibidos para rios impactados de fundo arenoso no início do período chuvoso (Figura 14), enquanto a de maior complexidade foi registrada para rios de referência de fundo rochoso no final da estação seca (Figura 13). Em geral, rios de fundo arenoso mostraram os menores níveis de complexidade.

Nossos resultados indicam que rios de fundo rochoso apresentam uma maior estabilidade sazonal quanto à manutenção da complexidade. Tal estabilidade tendeu a decrescer com o aumento do gradiente de impacto associado à perda significativa de informação com o aumento de impacto.

Os rios de fundo arenoso demonstraram alta instabilidade, com ampla variação no padrão de complexidade entre as estações do ano, mudando abruptamente de complexidade de uma estação do ano para outra. Os maiores valores de complexidade intensiva de rios de fundo arenoso foram observados no início do inverno, tendendo a acumular eco-exérgia específica/informação durante o período seco.

Os rios de referência de fundo rochoso apresentaram os maiores valores de complexidade intensiva (Eco-exérgia específica/informação) no quadrante III (representa a qualidade da matéria e o grau de especialização da rede). Rios de referência de fundo rochoso cresceram informação e exérgia específica do final do verão chuvoso para o início do período seco do inverno. Apresentou também elevados valores de complexidade funcional (P/R e informação) no quadrante IV (estima a capacidade do sistema de funcionar através de links da rede).

Rios intermediários de fundo rochoso apresentaram valores de complexidade estruturais e extensivas semelhantes (eco-exérgias total / específica) próximos aos rios de referência, entretanto, suas complexidades funcionais e intensivas foram diminuídas.

Os rios impactados de fundo rochoso, todos os indicadores de complexidades sofreram grande redução, demonstrando claramente a diminuição de complexidade do sistema. Exibindo valores extremamente reduzidos de eco-exérgia específica e informação da rede.

Os rios de referência de fundo arenoso apresentaram valores elevados de complexidade estrutural (quadrante I) e intensiva (quadrante III), porém, não foram capazes de manterem valores elevados os indicadores da complexidade funcional (quadrante IV) e extensiva (quadrante II).

Os sistemas lóticos intermediários de fundo arenoso mantiveram valores relativamente altos apenas do índice associado à informação. Os rios impactados de fundo arenoso foram os que apresentaram as menores complexidades do sistema, principalmente no período chuvoso de verão.

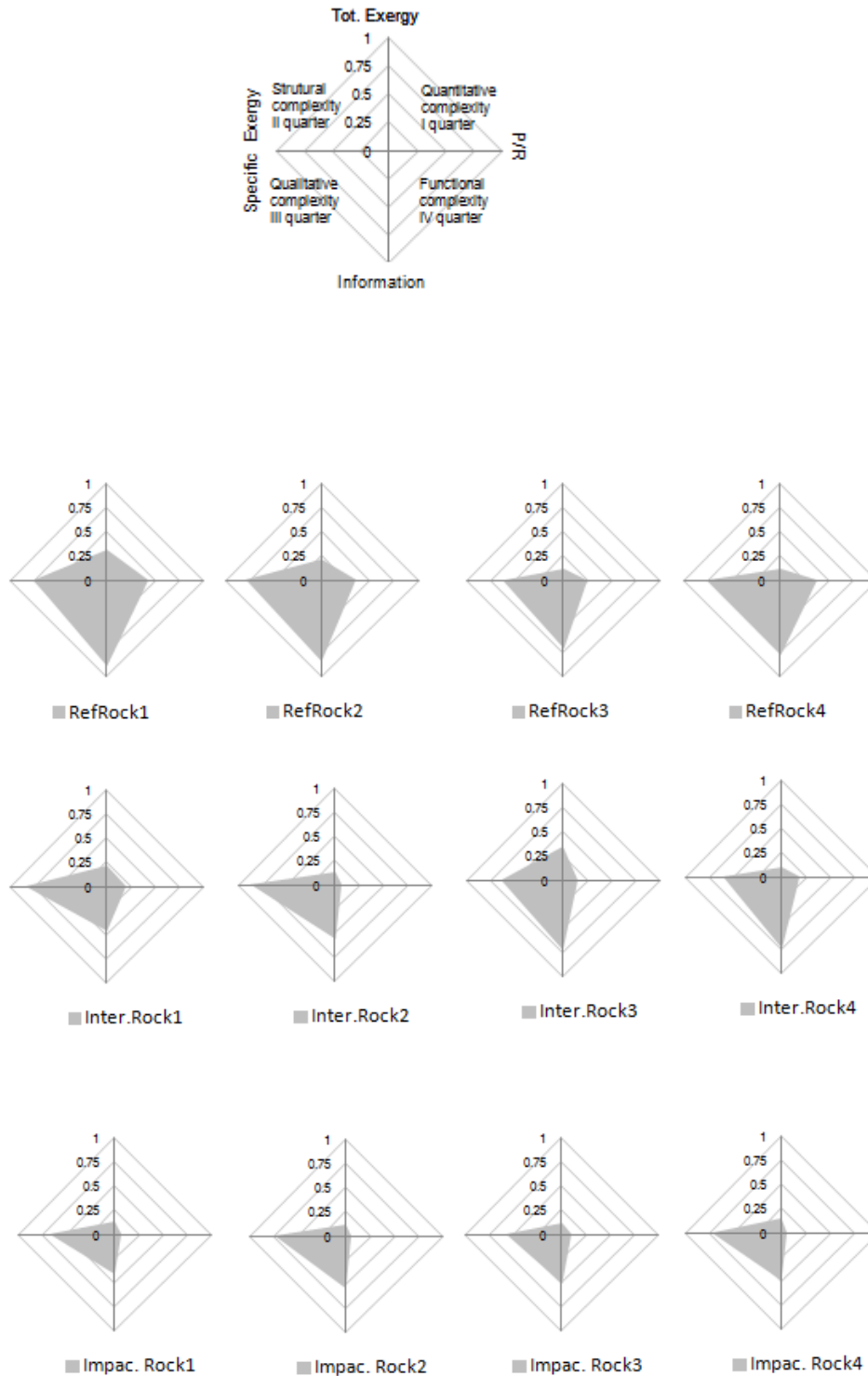


Figura 13. Representação radial da informação sintética do Índice de Complexidade Total – ICT para ecossistemas de rios de fundo rochoso em torno da Reserva Biológica do Tinguá, RJ para as três classes de impacto: Referência, Intermediário e Impactado nas quatro campanhas amostrais (1-

inverno / final do período seco; 2- verão / início período chuvoso; 3- verão /final período chuvoso e 4- inverno / início período seco.

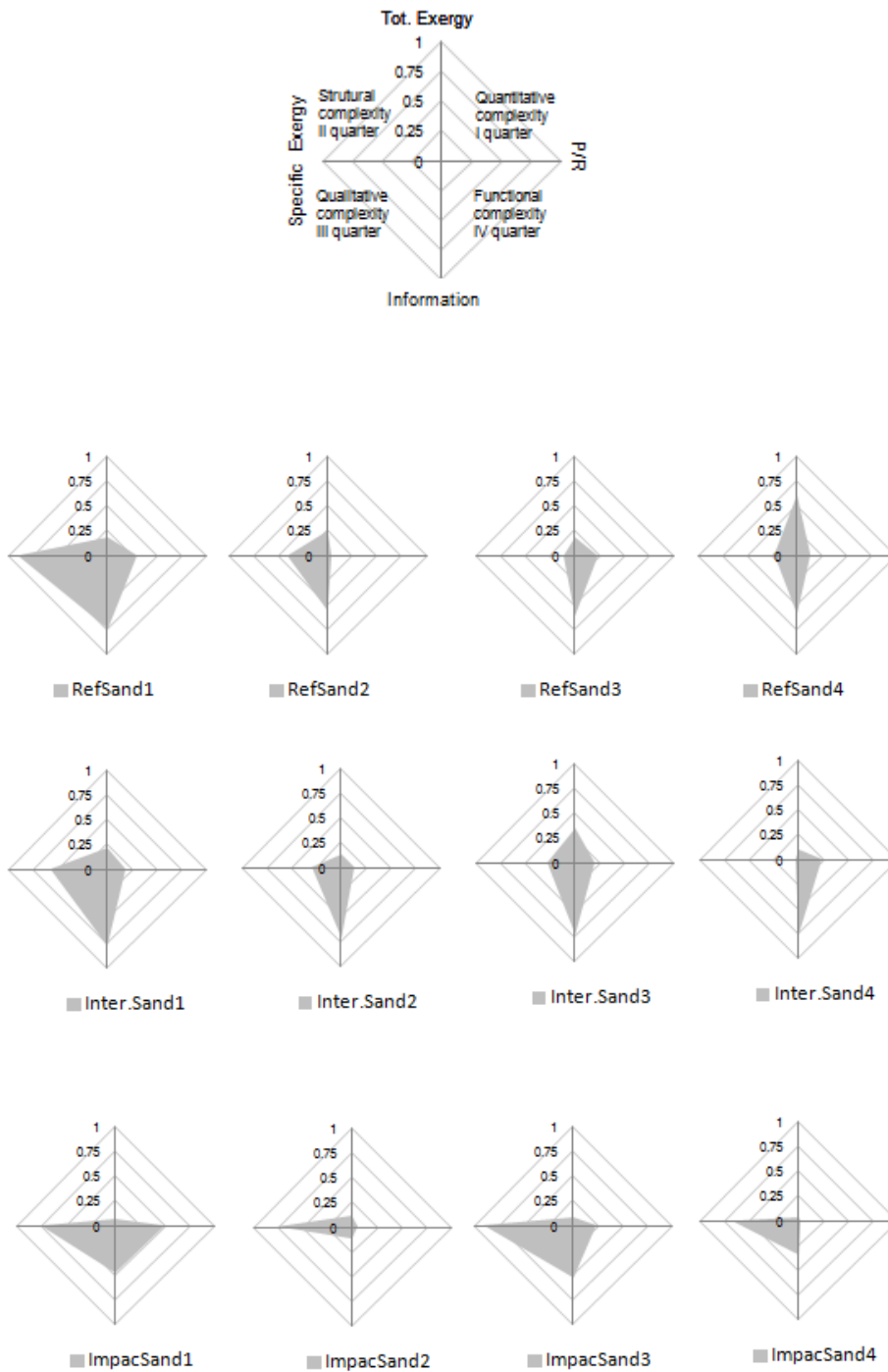


Figura 14. Representação radial da informação sintética do Índice de Complexidade Total – ICT para ecossistemas de rios de fundo sedimentar em torno da Reserva Biológica do Tinguá, RJ para as três classes de impacto: Referência, intermediário e impactado nas quatro campanhas amostrais (1-

inverno / final do período seco; 2- verão / início período chuvoso; 3- verão /final período chuvoso e 4- inverno / início período seco.

5. Discussão

Reconhecidamente a intensidade e frequência de impactos promovem a remoção da vegetação ripária, causam modificações das estruturas morfológicas do habitat e alteram as características físicas e químicas das águas superficiais afetando a disponibilidade e a ciclagem de nutrientes e matéria orgânica nos rios que por conseqüência afetarão os arranjos estruturais e funcionais das comunidades de macroinvertebrados aquáticos (Fernandes et al., 2014; Connolly et al., 2016).

As condições ecológicas dos rios guardam as “memórias” de tudo que acontece na área de sua bacia hidrográfica. Desta maneira, a organização espacial e funcional das comunidades biológicas deve refletir os processos ecológicos sob a influência do gradiente em uma escala de bacia (Macedo et al., 2014).

Todas as análises multivariadas executadas neste estudo indicam que há um padrão de distribuição da fauna bentônica entre tipologias de rios de fundo rochoso e de leito sedimentar arenoso. Além disso, a caracterização do gradiente de impacto mostra diferenciação entre as classes, embora haja sobreposição de classes entre as tipologias, isto é, rios de referência de fundo arenoso se assemelham mais a rios intermediários de fundo rochoso. Esse padrão é recorrente em rios neotropicais em bacias hidrográficas com pouca urbanização no sudeste brasileiro (Buss et al., 2004; Silveira et al., 2005; Hepp & Santos, 2008; Mugnai et al., 2011).

Seguindo o objetivo deste estudo, as eco-exérgias totais, específicas e tróficas foram calculadas com base no produto da biomassa contra os valores dos fatores de ponderação atribuídos a cinco diferentes grupamentos tróficos de comunidades de macroinvertebrados de rios tropicais na Floresta Atlântica chuvosa no sudeste brasileiro. Comparamos as diferentes eco-exérgias dentro de um gradiente de integridade ambiental de rios, considerando variações entre tipologias e em diferentes épocas do ano, períodos chuvosos (verão) e secos (inverno). Assim, é esperado que irremediavelmente o balanço termodinâmico dos fluxos de matéria e energia no sistema, também seja ajustado.

O princípio da exérgia máxima pressupõe que um ecossistema com sua composição de espécies, tende a afastar-se do equilíbrio termodinâmico, com as comunidades sendo profundamente moldadas em um arranjo de espécies mais bem adaptadas às condições prevalentes do sistema tanto do ponto de vista evolutivo, quanto em relação à reação de tolerância que o sistema possui frente aos distúrbios ambientais (Jørgensen, 2000, 2001; Jørgensen & Bendoricchio, 2001; Jørgensen et al., 2002; Jørgensen & Fath, 2004). Se este princípio é válido, a distância do equilíbrio termodinâmico poderá ser mensurada pela exérgia armazenada no sistema, portanto, a estrutura biológica observada em um sistema deve ter sua exérgia maximizada. Além disso, o sistema representará também uma maior capacidade de tamponamento ecológico (Jørgensen, 2002).

Nossos resultados demonstraram que a diferenciação observada na organização estrutural e funcional da comunidade entre as tipologias não foi acompanhada do ponto de vista do processo termodinâmico do sistema, isto é, não houve distinção significativa entre valores das eco-exérgias total e específica se compararmos separadamente as classes de integridade. Entendemos que tais resultados, corroboram o “*princípio da exérgia máxima*”, onde os ecossistemas com suas composições de espécies particulares tenderão a se manterem longe do equilíbrio termodinâmico, com os fluxos de matéria e energia em um processo contínuo de ajuste nas condições prevalentes, corroborando os resultados de Jorgensen et al., (2002).

Segundo a estratégia de desenvolvimento dos ecossistemas descrita por Odum (1969), rios minimamente impactados encontram-se em estado de maturidade ecológica, com suas comunidades apresentando alta diversidade biológica e estruturas com rede altamente complexa. Nossos resultados atendem ao pressuposto de que valores mais elevados de eco-exérgia total sejam observados em locais de referência, corroborando a hipótese da dinâmica de estocagem de exérgia, onde, durante o desenvolvimento do sistema, é esperado que sistemas mais maduros (preservados) apresentem processos de fluxo de matéria e energia maximizados e otimizados para afastar o sistema do equilíbrio termodinâmico. Conseqüentemente, rios mais preservados, devem apresentar maior potencial de degradação da energia útil

disponível (exérgia), acumulando biomassa e informação com o desenvolvimento e crescimento do sistema (Jørgensen et al., 2000; Librato et al., 2006; Silow & Mokry, 2010).

Segundo Fath et al., (2001; 2004), as observações das alterações das eco-exérgias auxiliaram a compreender como ocorrem as modificações nas estruturas dos ecossistemas quando sujeitos a sinergia dos estressores ambientais e portanto, podem ser utilizadas como indicadoras para mensuração da qualidade e integridade dos ecossistemas aquáticos.

A correlação negativa dos onívoros respondendo ao gradiente de impacto (aumentando com o distúrbio) pode ser explicada pela alta flexibilidade trófica das espécies polípagas, que aproveitam melhor os recursos disponíveis, sobrevivendo eficientemente em locais impactados, uma vez que, a onivoria confere ao ecossistema uma maior capacidade de “buffer” a eventos de perturbações ambientais (Saint-Béat et al., 2015).

Embora a correlação negativa dos herbívoros respondendo ao gradiente de impacto tenha apresentado uma baixa inclinação da reta, o resultado significativo pode ser parcialmente explicado pela condição de transição para rios de planície, onde a produção primária do perifíton nas áreas de referência é naturalmente baixa.

A correlação positiva da eco-exérgia associada à composição da rede trófica de organismos detritívoro-herbívoros corroboram os dados da literatura (Nguyen et al., 2014). O fluxo de entrada/saída e a taxa de processamento de detritos contribuem fortemente para ciclagem total dos ecossistemas, servindo como fonte de energia e nutrientes para os organismos em quase todos os níveis das cadeias alimentares (Fath & Halnes, 2007; Moore et al., 2004).

Conforme observado em rios temperados, o presente estudo confirmou também que rios sedimentares que percorrem ocupações urbanas desordenadas, com fontes não pontuais de poluição de dejetos orgânicos não tratados, favorecem e suportam energeticamente uma alta abundância de indivíduos detritívoro-herbívoros. Nesses locais, as análises das eco-exérgias taxonômicas apontam a predominância de espécies r-estrategistas com baixo β -valor, representadas por gastrópodes das famílias (Thiaridae, Physidae,

Lymneidae), coleópteros (Elmidae, Dytiscidae, Psephenidae) e dípteros (Chironomidae). Já rios de leito rochoso, mesmo recebendo esgoto não tratado, devido à manutenção de uma rede mais complexa, mostraram-se mais estáveis do que rios sedimentares. Assim, rios com fundo rochoso abrigaram espécies com β -valores mais elevados associada às eco-exérgias tróficas de carnívoros (*Corydalus*, Blatodea, Girinidae, *Anacroneuria*) onívoros (Trichodactylidae, *Leptonema*, *Smicridea*, Simulidae e *Chimarra*) e herbívoro (*Helichopsyche*). Tais resultados corroboram que a eco-exérgia estimada de comunidades bentônicas de fundo sedimentar demonstra um decréscimo da exérgia local (Silow & Mokry, 2010; Bae et al. 2013).

Nossos resultados reforçam que a eco-exérgia total (Ex_{total}) e específica (Ex_{Spe}) não foram boas preditoras diretas para distinguir classes de integridade ambiental nos rios estudados, corroborando a maioria dos estudos realizados em rios temperados (Fonseca et al., 2002; Park et al., 2006; Libralato et al., 2006).

Considerando a complexidade dos rios analisados através do ICT, rios de fundo rochoso são mais estáveis sazonalmente e apresentam maiores arranjos de complexidade na estação seca (inverno) do que rios de fundo arenoso. Entendemos que este padrão esteja associado à redução da vazão durante a estiagem, possibilitando a manutenção de um estoque maior de recursos alimentares do que períodos de cheia no verão. Assim, no período de estiagem caso o rio mantenha sua vazão ecológica mínima, a comunidade conseguirá estocar biomassa e informação crescendo a rede, refletindo numa rede mais estável, com estoque elevado de eco-exérgia, conferindo maior resiliência (Saint-Béat et al., 2016).

Os rios de fundo arenoso mostraram os menores valores de complexidade total (ICT), principalmente em trechos impactados, mostrando alta instabilidade na manutenção da complexidade em todas as classes de impacto. Os maiores valores de (ICT) para rios de fundo arenoso foram para rios de referência no início do inverno, acumulando mais eco-exérgia específica/informação no final da estiagem.

6. CONCLUSÃO

Em conclusão, entendemos que as eco-exérgias estruturais tróficas demonstram serem mais adequadas para analisar o gradiente da qualidade ecológica de rios tropicais em área da Floresta Atlântica em uma escala local e que as eco-exérgias total e específica podem ser utilizadas como meta-função em modelos ecológicos. Além disso, serve como alternativa viável para visualizar a complexidade e o desenvolvimento dos ecossistemas atuando como indicadora holística dos ecossistemas.

Referências

- Aoki, I. (1987a,b,c,d). Entropy Principle the development of complex biotic systems. *Elsevier*.
- Aoki, I. 1989. Power systems and power plant control. *IFAC Symposia series, 1990. Number 8*.
Almeida
- Armitage, P. D.; Moss, D.; Wright, J. F. & Furse, M. T. 1983. The performance of a new biological water quality score based on macroinvertebrates over a wide range of unpolluted running-water sites. *Water Research*, 17: 333-347.
- Armitage, P.D. 1984. Environmental changes induced by stream regulation and their effect on lotic macroinvertebrate communities. *Regulated Rivers* , p.139-165.
- Bae, M.J.; Li, F.; Verdonschot, P.F.; Park, Y.S. 2013. Characterization of ecological exergy based on benthic macroinvertebrates in lotic ecosystems. *Entropy*,15, 2319-2329.
- Baptista, D.F. 2008. Uso de macroinvertebrados em procedimentos de biomonitoramentos em ecossistemas aquáticos. *Oecologia brasiliensis*, v.12,p.425-441.
- Barbour, M. T.; Gerritsen, J.; Griffith, G. E.; Frydenborg, R.; McCarron, E.; White, J. S.; and Bastian, M. L. 1996. *Freshwater Science. Journal of the North American Benthological Society* 15, no. 2 : 185-211
- Barbour, M.T.; Gerritsen, J.; Snyder, B.D.; Stribling, J.B. 1999. Rapid bioassessment protocols for use in streams and wadeable rivers: Periphyton, benthic macroinvertebrates and fish (Second Edition). EPA 841-B-99-002. U.S. Environmental Protection Agency; Office of Water; Washington, D.C. 339p.
- Begon, M.; Townsend, C.R.; Harper, J.L. 2007. *Ecologia: De indivíduos a ecossistemas*. Ed. *Artmed*.
- Brussock, P.P.; Brown, A.V.; Dixon, J.C. 1985. Channel Form and stream ecosystem models. *Journal of the American water resources association. Water Research Bulletin*, 21: 859-866.
- Brown, A.V.; Brussock, P.P. 1991. Comparisons of benthic invertebrates between riffles and pools. *Hydrobiologia*, 220 (2): 99–108.
- Buss, D.F.; Baptista, D.F.; Nessimian, J.L. 2003. Bases conceituais para a aplicação de biomonitoramento em programas de avaliação da qualidade da água de rios. *Caderno de Saúde Pública*. 19 (2): 465-474.
- Buss, D.F.; Baptista, D.F.; Nessimian, J.L.; Egler, M. 2004. Substrate specificity, environmental degradation and disturbance structuring macroinvertebrate assemblages in neotropical streams. *Hydrobiologia* (2004) 518: 179.

- Buss, P.M.; Magalhães, D.P.; Setti, A.F.F.; Gallo, E.; Franco Neto, F.A.; Machado, J.M.H.; Buss, D.F. 2015. Saúde na Agenda de Desenvolvimento das Nações Unidas. *Cadernos de Saúde Pública*, 20 (12): 2555-2570
- Cardinale, B. J.; Matulich, K. L., Hooper, D. U.; Byrnes, J. E.; Duffy, E.; Gamfeldt, L.; Gonzalez, A. 2011. The functional role of producer diversity in ecosystems. *American journal of botany*, 98(3), 572-592.
- Cardinale, B. J.; Duffy, J. E.; Gonzalez, A.; Hooper, D. U.; Perrings, C.; Venail, P.; Kinzig, A. P. 2012. Biodiversity loss and its impact on humanity. *Nature*, 486 (7401), 59-67.
- Chará-Serna, A.M.; Chará, J.D.; Zúñiga, M.C.; Pedraza, G.X, Giraldo, L.P. 2010. Clasificación trófica de insectos acuáticos em ocho quebradas protegidas de la ecorregión cafetera colombiana. *Scientiarum*. 027-1352.
- Connolly, N. M.; Pearson, R. G.; Pearson, B. A. 2016. Riparian vegetation and sediment gradients determine invertebrate diversity instreams draining an agricultural and scape. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 221:163–173.
- Cummins, K.C. 1974. Structure and Function of Stream Ecosystems. *BioScience* (1974) - 24 (11): 631-641.
- Cummins, K. W. 1975. Macroinvertebrates. *River ecology* : 170-198.
- Cummins, K.W.; Merritt, R.W.; Andrade, P.C.N. 2005. The use of invertebrate functional groups to characterize ecosystem attributes in selected streams and rivers in south Brazil. *Studies on Neotropical Fauna and Environment* 40.1: 69-89.
- Cummins, K.W. 2016. Combining taxonomy and function in the study of stream macroinvertebrates. *Journal of Limnology* 75.s1.
- Cummins, K. W.; Wilzbach, M. A.; Gates, D. M.; Perry, J. B.; Taliaferro, W. B. 1989. Shredders and riparian vegetation. *BioScience*, 39(1), 24-30.
- Edmonds, B. 1995. What is Complexity? The philosophy of complexity per se with application to some examples in evolution. In *The evolution of complexity*. Kluwer, Dordrecht.
- Ensign, S.H.; Doyle, M.W. 2006. Nutrient spiraling in streams and river networks. *Journal of Geophysical Research: Biogeosciences* 111.G4.
- Fabiano, M.; Vassalo, P.; Vezzulli, L.; Salvo, V.S.; Marques, J.C. 2004. Temporal and spatial change of exergy and ascendancy in different benthic marine ecosystems. *Energy*, 29, 1697-1712.
- Fath, B. D.; Patten, B. C.; Choi, J. S. 2001. Complementarity of ecological goal functions. *J. Theor. Biol.*, 208, 493–506.
- Fath, B. D.; Jorgensen, S. E.; Patten, B. E. & Straskraba, M. 2004. Ecosystem growth and development. *Biosystems*, 77: 2013-228.

- Fath, B.D. 2007. Structural food web regimes. *Ecological Modelling*. 208 (2–4): 391–394.
- Fath, B. D. & Haines, G. 2007. Cyclic energy pathways in ecological food webs. *ecological modelling*, 208(1), 17-24.
- Fernandes, J.; Souza, A. De; Tanaka, M. 2014. Can the structure of a riparian forest remnant influent streams water quality? A tropical case study. *Hydrobiologia*: 175–185.
- Fonseca, J. C.; Pardal, M. A.; Azeiro, U. M & Marques, J. C. 2002. Estimation of ecological exergy using weighing parameters determined from DNA contents of organisms – a case study. *Hydrobiologia* 475/476: 79-90.
- FEEMA. 1982. Métodos de análises físico-química da água . Súmula nº08/82 vol,III.
- Grace, J. B.; Schoolmaster Jr, D. R.; Guntenspergen, G. R.; Little, A.M.; Mitchell, B. R.; Miller, K.M.; Schweiger, E. W. 2012. Guidelines for a graph-theoretic implementation of structural equation modeling. *Ecosphere*, v. 3, n.8 – p. 1–44.
- Gerritsen, J. & B. C. Patten. 1985. System theory formulation of ecological disturbance. *Ecological Modelling* 29: 383-397.
- Henriques-Oliveira, A.L.; Nessimian, J.L. 2010. Spatial distribution and functional feeding groups of aquatic insect communities in Serra da Bocaina streams, southeastern Brazil. *Acta Limnologica Brasiliensia*, v.22. nº. 4, p, 424-441.
- Hepp, L. U.; & Santos, S. 2009. Benthic communities of streams related to different land uses in a hydrographic basin in southern Brazil. *Environmental monitoring and Assessment*, 157(1-4), 305-318.
- Herendeen, R. 1989. Energy intensity, residence time, exergy, and ascendancy in dynamic ecosystems. *Ecological Modelling*, v. 48, n. 1-2, p. 19-44,.
- Hooper, D. U.; Adair, E. C.; Cardinale, B. J.; Byrnes, J. E.; Hungate, B. A.; Matulich, K. L.; O'Connor, M. I. 2012. A global synthesis reveals biodiversity loss as a major driver of ecosystem change. *Nature*, 486(7401), 105-108.
- Jørgensen, S. E.; & Mejer, H. 1977. Ecological buffer capacity. *Ecological Modelling*, 3(1), 3947495153-4561.
- Jørgensen, S. E.; & Mejer, H. 1981. Exergy as a key function in ecological models. *Energy and ecological modelling. Developments in environmental modelling*, 1, 587-590.
- Jørgensen, S. E. 1982. A holistic approach to ecological modelling by application of thermodynamics. *Systems and energy*, 61-72.
- Jørgensen, S. E. 1986. Structural dynamic model. *Ecological Modelling*, 31(1), 1-9.

- Jørgensen, S. E. 1988. Use of models as experimental tool to show that structural changes are accompanied by increased exergy. *Ecological Modelling*, 41(1-2), 117-126.
- Jørgensen, S. E. 1990. Ecosystem theory, ecological buffer capacity, uncertainty and complexity. *Ecological Modelling*, 52, 125-133.
- Jørgensen, S.E., 1992a,b,c,d. Development of models able to account for changes in species composition. *Ecological Modelling* 62: 195-20.
- Jørgensen, S.E. 1995. The application of ecological indicators to assess the ecological condition of a lake. *Lakes Reserv.: Res. Manag.*, 1, 177–182.
- Jørgensen, S.E., Nors Nielsen, S., Mejer, H., 1995. Emergy, environ, exergy and ecological modelling. *Ecological Modelling*, 77: 99-109.
- Jørgensen, S.E.; Patten, B.C.; Straskraba, M. 2000. Ecosystems emerging: 4. Growth. *Ecological Modelling.*, 126,249-284.
- Jørgensen, S. E. (2000). *Thermodynamics and ecological modelling*. Lewis Publishers. 1934-II.series.
- Jørgensen, S. E.; & Bendoricchio, G. 2001. *Fundamentals of ecological modelling* (v. 21). Elsevier.
- Jørgensen, S. E. 2002. *Integration of Ecosystem Theories: A Pattern: A Pattern*. Springer Science & Business Media.
- Jørgensen S.E.; Verdonschot, P. & Lek, S. 2002. Explanation of the observed structure of functional feeding groups of aquatic macro-invertebrates by an ecological model and the maximum exergy principle. *Ecological Modelling* 158: 223-231.
- Jørgensen, S. E.; & Fath, B. D. 2004. Application of thermodynamic principles in ecology. *Ecological complexity*, 1(4), 267-280.
- Jørgensen, S. E.; Ladegaard, N.; Debeljak, M.; & Marques, J. C. 2005. Calculations of exergy for organisms. *Ecological Modelling*, 185(2), 165-175.
- Jørgensen, S.E. 2006a. Application of holistic thermodynamic indicators. *Ecological Modelling*. 24-29.
- Jørgensen, S.E. 2006 Description of aquatic ecosystem's development by Eco-Exergy and exergy estruction. *Ecological Modelling*, 204: 22–28.
- Jørgensen, S.E.; Nielsen, S.N 2007. Application of exergy as thermodynamic indicator in ecology. *Energy*, 32, 673–685.

- Jorgensen, S.E.; Ludovisi, A.; Nielsen, S.N. 2010. The free energy and information embodied in the amino acid chains of organisms. *Ecological Modelling*, 221, 2388-392.
- Jørgensen, S. E. 2010. A review of recent developments in lake modelling. *Ecological modelling*, 221(4), 689-692.
- Junk, W. J.; Bayley, P. B.; & Sparks, R. E. 1989. The flood pulse concept in river-floodplain systems. *Canadian special publication of fisheries and aquatic sciences*, 106(1), 110-127.
- Juday, C. 1940. The annual energy budget of an inland lake. *Ecology*, 21(4), 438-450.
- Kleidon, A. 2010. Life, hierarchy, and the thermodynamic machinery of planet Earth. *Physics of life reviews*, 7(4), 424-460.
- Lewontin, R. C. 1969. The meaning of stability. In *Brookhaven symposia in biology* (Vol. 22, p. 13).
- Li, F.; Bae, M.J.; Kwon, Y.S.; Chung, N.; Hwang, S.J.; Park, S.J.; Park, H.K.; Kong, D.S.; Park, Y.S. 2013. Ecological exergy as an indicator of land-use impacts on functional guilds in river ecosystems. *Ecol. Model.*, 252, 53–62.
- Libralato, S.; Torricelli, P.; Pranovi, F. 2006. Exergy as ecosystem indicator: An application to the recovery process of marine benthic communities. *Ecol. model.*, 192, 571–585.
- Lindeman, R. L. 1942. The trophic-dynamic aspect of ecology. *Ecology*, 23 (4), 399-417.
- Loehle, C. 2004. Challenges of ecological complexity. *Ecological complexity*, 1(1), 3-6.
- Longo, M.; Blanco, J.F. 2013. Shredders are abundant and species-rich in tropical continental-island low-order streams: Gorgona Island, Tropical Eastern Pacific, Colombia. *Rev. Biol. Trop. (Int. J. Trop. Biol. ISSN-0034-7744)* Vol. 62 (Suppl. 1): 85-105.
- Loreau, M.; Naeem, S.; Inchausti, P.; Bengtsson, J.; Grime, J. P.; Hector, A.; & Tilman, D. 2001. Biodiversity and ecosystem functioning: current knowledge and future challenges. *science*, 294(5543), 804-808.
- Ludovisi, A.; Poletti, A. 2003. Use of thermodynamic indices as ecological indicators of the development state of lake ecosystems: 2. Exergy and specific exergy indices. *Ecol. Model.*, 159, 223–238.
- Mac Arthur, R. 1955. Fluctuations of animal populations and measure of community stability. *Ecology* 36, 533-536.

- Macedo, D. R.; Hughes, R. M.; Ligeiro, R.; et al. 2014. Their relative influence at catchment and site variables on fish and macroinvertebrates richness in cerrado streams biome. *Landscape Ecology*, 29 (6):1001–1016.
- Marques, J.C.; Pardal, M.Â.; Nielsen, S.N.; Jørgensen, S.E. 1997. Analysis of the properties of exergy and biodiversity along an estuarine gradient of eutrophication. *Ecol. Model.*, 102, 155-167.
- Mejer, H. F.; & Jørgensen, S. E. 1979. Energy and ecological buffer capacity. *State-of-the-art in ecological modelling*, 7, 829-846.
- Merritt, R. W.; & Cummins, K. W. 1996. *An introduction to the aquatic insects of North America*. Kendall Hunt.
- Molozzi, J.; Feio, M.J.; Salas, F.; Marques, J.C.; Callisto, M. 2013. Maximum ecological potential of tropical reservoirs and benthic invertebrate communities. *Environ Monit Assess* 185:6591-6606.
- Moore, J. C.; Berlow, E. L.; Coleman, D. C.; Ruitter, P. C.; Dong, Q.; Hastings, A.; & Nadelhoffer, K. 2004. Detritus, trophic dynamics and biodiversity. *Ecology letters*, 7(7), 584-600.
- Morin, P. J. 1984. Odonate guild composition: experiments with colonization history and fish predation. *Ecology*, 65(6), 1866-1873.
- Moulton, T. P.; Lourenço-Amorim, C.; Sasada-Sato, C. Y.; Neres-Lima, V.; Zandonà, E. 2016. Dynamics of algal production and ephemeroptera and grazing of periphyton in a tropical stream. *International Review of Hydrobiology*, 100 (2): 61-68.
- Mugnai, R., Nessimian, J. L., & Baptista, D. F. 2010. Manual de identificação de macroinvertebrados aquáticos do estado do Rio de Janeiro (1st ed.). Rio de Janeiro: Technical Books.
- Naeem, S.; Thompson, L. J.; Lawler, S. P.; Lawton, J. H.; & Woodfin, R. M. 1994. Declining biodiversity can alter the performance of ecosystems. *Nature*, 368(6473), 734-737.
- Nguyen, T.V.; Cho, W.S.; Kim, H.; Jung, I.H.; Kim, Y.K.; Chon, T.S. 2014. Inferring community properties of benthic macroinvertebrates in streams using Shannon Index and exergy. *Front. Earth Sci*, 8 (1):44-57.
- Odum, H. T. 1956. Primary production in flowing waters. *Limnology and oceanography*, 1(2), 102-117.
- Odum, H. T. 1957. Trophic structure and productivity of Silver Springs, Florida. *Ecological monographs*, 27(1), 55-112.
- Odum, E. P. 1960. Organic production and turnover in old field succession. *Ecology*, 41(1), 34-49.
- Odum E.P. 1968. Energy Flow in Ecosystems: A Historical Review. *AM. Zoologist*, 8:11-18.
- Odum, E.P. 1969. The strategy of ecosystem development. *Sustainability*, v. 164, p. 58,

- Odum, H. T. 1988. Self-organization, transformity, and information. *Science*, 242 (4882), 1132.
- Oliveira, R. B.; Mugnai, R.; Castro, C. M.; Baptista, D. F. 2011b Determining subsampling effort for the development of a rapid bioassessment protocol using benthic macroinvertebrates in streams of Southeastern Brazil. *Environ. Monit. Assess*, 175: 75–85.
- Park, Y.S.; Lek, S.; Scardi, M.; Verdonshot, F.M, Jorgensen, S.E. 2006. Patterning exergy of benthic macroinvertebrate communities using self-organizing maps. *Ecological modelling*. 195, 105-113.
- Paoli, C.; Morten, A.; Bianchi, C.N.; Morri, C.; Fabiano, M.; Vassallo P. 2016. Capturing ecological complexity: OCl, a novel combination of ecological indices as applied to benthic marine habitats. *Ecological Indicators* 66 (2016) 86–102.
- Patten, B. C. 1985. Energy cycling in the ecosystem. *Ecological Modelling*, 28(1-2), 1-71.
- Petts, G.E. & Callow, P. 1996. River flows and channel forms. Oxford, Blackwell Science. 262 p.
- Pimm, S. L. 1984. The complexity and stability of ecosystems. *Nature*, 307(5949), 321-326.
- Pimm, S. L. 1991. *The balance of nature?: ecological issues in the conservation of species and communities*. University of Chicago Press.
- Pravoni, F.; Da Ponte, F.; 2007. Application of biotic índices and relationship with structural and functional features of macrobenthic community in the lagoon of Venice: An example over a long time series of data. *Mar. Pollut.Bull.*, 54, 1607-1618.
- Tomanova, S.; Goitia, E.; Helesic, J. 2006. Trophic levels and functional groups of macroinvertebrates in neotropical streams. *Hydrobiologia*. 556:251-264.
- Rapport, D.J.; Costanza, R.; McMichael, A. J. 1998. Assessing ecosystem health. *Trends in Ecology & Evolution*. Vol. 13, Issue 10, Pages 397–402.
- Rosemberg, D.M. & Resh, V. H. 1993. *Freshwater biomonitoring and benthic macroinvertebrates*. New York, Chapman & Hall.
- Rosgen, D.L. 1994. A classification of natural rivers. *Catena*, 22: 169-199.
- Salati, E.; Lemos, H. M.; Salati, E. 2006. Água e o desenvolvimento sustentável. In: Rebouças, A. C.; Braga, B.; Tundisi, J. G. (Ed.). *Águas doces no Brasil: capital ecológico, uso e conservação*. São Paulo: Escrituras Editora.
- Saint-Beát, B.; Baird, D.; Asmus, H.; Asmus, R.; Bacher, C.; Pacella, S.R.; Johnson, G.A.; David, V.; Vézina, A.F.; Niquil, N. 2015. Trophic networks: How do theories link ecosystem structure and functioning to stability properties? A review. *Ecological indicators* 52, 458-471.

- Schäfer, A. Fundamentos de ecologia e biogeografia de águas continentais. Porto Alegre: EDURGS, 1985. 532 p.
- Silow, E.A. & Oh, I.H. 2004. Aquatic ecosystem assessment using exergy. *Ecological indicators* 4, 189-198.
- Silow, E.A.; Mokry, A.V. 2010. Exergy as tool for ecosystem health assessment. *Entropy*, 12, 902-925.
- Silva, D. & Debacher, N.A. 2010. Caracterização Físico-química e Microestrutural de conchas de moluscos bivalves provenientes de cultivos da região litorânea da Ilha de Santa Catarina. *Quim. Nova*, Vol. 33, No. 5, 1053-1058.
- Silveira, M.P.; D.F. Buss; J.L. Nessimian; M. Egler & D.F. Baptista. 2005. Application of biological measures for stream integrity assessment in south-east Brazil. *Environmental Monitoring and Assessment* 101: 117-128.
- Strayer, D.L. & Dudgeon, D. 2010. Freshwater biodiversity conservation: recent progress and future challenges. *Journal of the North American Benthological Society* 29(1): 344-358.
- Stremke, S.; Dobbelsteen, A. van den and Koh, J. 2011. *Exergy landscapes: exploration of second-law thinking towards sustainable landscape design*. Int. J. Exergy, Vol. 8, No. 2, pp.148–174.
- Tang, D.; Zou, X.; Liu, X.; Liu, P.; Zhamangulova, N.; Xu, X.; Zhao, Y. 2015. Integrated ecosystem health assessment based on eco-exergy theory: A case study of the Jiangsu coastal área. *Ecological indicators* 48 (2015) 107-119.
- Teal, J. M. 1957. Community metabolism in a temperate cold spring. *Ecological Monographs*, 27(3), 283-302.
- Tomanova, S.; Goitia, E.; & Helešić, J. 2006. Trophic levels and functional feeding groups of macroinvertebrates in neotropical streams. *Hydrobiologia*, 556(1), 251-264.
- Toussaint, O.; & Schneider, E. D. 1998. The thermodynamics and evolution of complexity in biological systems. *Comparative Biochemistry and Physiology Part A: Molecular & Integrative Physiology*, 120(1), 3-9.
- Ulanowicz, R. E. 1986. *NETWRK3: A package of Computer Algorithms to analyze ecological flow networks*. Chesapeake Biological Laboratory. Disponível em: <https://scholar.google.com.br/citations?user=t1SPKZQAAAAJ&hl=pt-R&oi=sra>.
- Ulanowicz, R. E.; & Hannon, B. M. 1987. Life and the production of entropy. *Proceedings of the Royal Society of London B: Biological Sciences*, 232(1267), 181-192.
- Ulanowicz, R. E. 1997. *Ecology, the ascendent perspective: Robert E. Ulanowicz*. Columbia University Press. Disponível em: <https://scholar.google.com.br/citations?user=t1SPKZQAAAAJ&hl=pt-R&oi=sra>.
- Ulanowicz, R. E.; Jørgensen, S. E.; & Fath, B. D. 2006. Exergy, information and aggradation: An ecosystems reconciliation. *ecological modelling*, 198(3), 520-524.

- Ulanowicz, R. E. 2009. The dual nature of ecosystem dynamics. *Ecological modelling*, 220(16), 1886-1892.
- Vannote, R. L.; Minshall, G. W.; Cummins, K. W.; Sedell, J. R.; & Cushing, C. E. 1980. The river continuum concept. *Canadian journal of fisheries and aquatic sciences*, 37(1), 130-137.
- Vitousek, P.M.; Mooney, H.A.; Lubchenco, J.; Melillo, J.M. 1997. Human Domination of Earth's Ecosystems. *Science*, 277: 494-499.
- Wiegert, R. G. 1973. A general ecological model and its use in simulating algal-fly energetics in a thermal spring community. *Insects: studies in population management*, 1, 85-102.
- Wiegert, R. G. 1975. Simulation models of ecosystems. *Annual Review of Ecology and Systematics*, 6(1), 311-338.
- Worm, B.; Barbier, E. B.; Beaumont, N.; Duffy, J. E.; Folke, C.; Halpern, B. S.; & Sala, E. 2006. Impacts of biodiversity loss on ocean ecosystem services. *science*, 314(5800), 787-790.
- Xu, F.L.; Jørgensen, S.E.; Tao, S.; Li, B.G. 1999. Modeling the effects of ecological engineering on ecosystem health of a shallow eutrophic Chinese lake (Lake Chao). *Ecol. Model.*, 117, 239–260.
- Xu, F.L.; Tao, S.; Dawson, R.W. 2002. System-level responses of lake ecosystems to chemical stresses using exergy and structural exergy as ecological indicators. *Chemosphere*, 46, 173–185.
- Xu, F.-L.; Wang, J.-J.; Chen, B.; Qin, N.; Wu, W.W.; He, W.; He, Q.S.; Wang, Y. 2011. The variations of exergies and structural exergies along eutrophication gradients in Chinese and Italian lakes. *Ecol. Model.* 222, 337–35.

ANEXOS

Anexo1: Listagem dos táxons identificados nas amostragens do inerno 2014 e verão 2015 em riachos do entorno da Reserva Biológica do Tinguá, RJ.

Ordem	Familia	Gênero	GAF
EPHEMEROPTERA	BAETIDAE	xx	
EPHEMEROPTERA	Baetidae	nd	Detritívoro-herbívoro
EPHEMEROPTERA	Baetidae	<i>Americabaetis</i>	Detritívoro
EPHEMEROPTERA	Baetidae	<i>Baetodes</i>	Detritívoro-herbívoro
EPHEMEROPTERA	Baetidae	<i>Camelobaetidius</i>	Detritívoro-herbívoro
EPHEMEROPTERA	Baetidae	<i>Cloeodes</i>	Detritívoro-herbívoro
EPHEMEROPTERA	Baetidae	<i>Paracloeodes</i>	Detritívoro
EPHEMEROPTERA	CAENIDAE	xx	
EPHEMEROPTERA	CALAMOCERATIDAE	<i>Phylloicus</i>	Detritívoro-herbívoro
EPHEMEROPTERA	LEPTOHYPHIDAE	xx	
EPHEMEROPTERA	Leptohyphidae	nd	Detritívoro
EPHEMEROPTERA	Leptohyphidae	<i>Leptohyphes</i>	Detritívoro
EPHEMEROPTERA	Leptohyphidae	<i>Traverhyphes</i>	Detritívoro
EPHEMEROPTERA	Leptohyphidae	<i>Tricorythodes</i>	Detritívoro
EPHEMEROPTERA	Leptohyphidae	<i>Thricorythopsis</i>	Detritívoro
EPHEMEROPTERA	LEPTOPHLEBIIDAE	xx	
EPHEMEROPTERA	Leptophlebidae	nd	Detritívoro-herbívoro
EPHEMEROPTERA	Leptophlebidae	<i>Askola</i>	Detritívoro-herbívoro
EPHEMEROPTERA	Leptophlebidae	<i>Farrodes</i>	Detritívoro-herbívoro
EPHEMEROPTERA	Leptophlebidae	<i>Hagenulopsis</i>	Detritívoro-herbívoro
EPHEMEROPTERA	Leptophlebidae	<i>Hylister</i>	Detritívoro-herbívoro
EPHEMEROPTERA	Leptophlebidae	<i>Massartela</i>	Detritívoro-herbívoro
EPHEMEROPTERA	Leptophlebiidae	<i>Miroculis</i>	Detritívoro-herbívoro
EPHEMEROPTERA	Leptophlebiidae	<i>Needhamella</i>	Detritívoro-herbívoro
EPHEMEROPTERA	Leptophlebidae	<i>Thraulodes</i>	Detritívoro-herbívoro
ODONATA	CALOPTERYGIDAE	xx	
ODONATA	Calopterygidae	nd	Carnívoro
ODONATA	Calopterygidae	<i>Calopteryx</i>	Carnívoro
ODONATA	Calopterygidae	<i>Haeterina</i>	Carnívoro
ODONATA	COENAGRIONIDAE	xx	
ODONATA	Coenagrionidae	nd	Carnívoro
ODONATA	Coenagrionidae	<i>Argia</i>	Carnívoro
ODONATA	CORDULIIDAE	xx	
ODONATA	Cordullidae	<i>Neocordulia</i>	Carnívoro
ODONATA	GOMPHIDAE	xx	
ODONATA	Gomphidae	nd	Carnívoro
ODONATA	Gomphidae	<i>Archaeogomphus</i>	Carnívoro
ODONATA	Gomphidae	<i>Cyanogomphus</i>	Carnívoro
ODONATA	Gomphidae	<i>Epigomphus</i>	Carnívoro
ODONATA	Gomphidae	<i>Gomphoides</i>	Carnívoro
ODONATA	Gomphidae	<i>Phyllocycla</i>	Carnívoro
ODONATA	Gomphidae	<i>Aphyla</i>	Carnívoro
ODONATA	Gomphidae	<i>Phyllogomphoides</i>	Carnívoro
ODONATA	Gomphidae	<i>Progomphus</i>	Carnívoro
ODONATA	LIBELLULIDAE	xx	
ODONATA	Libellulidae	nd	Carnívoro
ODONATA	Libellulidae	<i>Brechmorhoga</i>	Carnívoro
ODONATA	Libellulidae	<i>Elasmothemis</i>	Carnívoro
ODONATA	Libellulidae	<i>Elga</i>	Carnívoro
ODONATA	Libellulidae	<i>Erythrodiplax</i>	Carnívoro

ODONATA	Libellulidae	<i>Gynothemis</i>	Carnívoro
ODONATA	Libellulidae	<i>Idiataphe</i>	Carnívoro
ODONATA	Libellulidae	<i>Macrothemis</i>	Carnívoro
ODONATA	Libellulidae	<i>Planiplax</i>	Carnívoro
ODONATA	Libellulidae	<i>Zenithoptera</i>	Carnívoro
ODONATA	LIBELLULIDAE	<i>Dythemis</i>	Carnívoro
ODONATA	LIBELLULIDAE	<i>Dasythemis</i>	Carnívoro
ODONATA	Libellulidae	<i>Libellula</i>	Carnívoro
ODONATA	MEGAPODAGRIONIDAE		xx
ODONATA	Megapodagrionidae	nd	Carnívoro
ODONATA	Megapodagrionidae	<i>Heteragrion</i>	Carnívoro
ODONATA	PERILESTIDAE	xx	
ODONATA	Perilestidae	<i>Perilestes</i>	Carnívoro
ODONATA	PROTONEURIDAE	xx	Carnívoro
ODONATA	Protoneuridae	nd	Carnívoro
ODONATA	DICTERIIDIDAE	nd	Carnívoro
PLECOPTERA	GRYPOPTERYGIDAE	xx	
PLECOPTERA	Grypopterygidae	nd	Detritívoro-herbívoro
PLECOPTERA	Grypopterygidae	<i>Gripopteryx</i>	Detritívoro-herbívoro
PLECOPTERA	Grypopterygidae	<i>Guaranyperla</i>	Detritívoro
PLECOPTERA	Grypopterygidae	<i>Paragripopteyx</i>	Detritívoro-herbívoro
PLECOPTERA	Grypopterygidae	<i>Tupiperla</i>	Detritívoro
PLECOPTERA	PERLIDAE	xx	
PLECOPTERA	Perlidae	nd	Carnívoro
PLECOPTERA	Perlidae	<i>Anacroneuria</i>	Carnívoro
PLECOPTERA	Perlidae	<i>Macrogynoplax</i>	Carnívoro
HEMIPTERA	BELASTOMATIDAE	xx	
HEMIPTERA	Belastomatidae	nd	Carnívoro
HEMIPTERA	Belostomatidae	<i>Belostoma</i>	carnívoro
HEMIPTERA	CORIXIDAE	nd	Carnívoro
HEMIPTERA	GELASTOCORIDAE	nd	Carnívoro
HEMIPTERA	GERRIDAE	nd	Carnívoro
HEMIPTERA	GERRIDAE	Brachymetra	carnívoro
HEMIPTERA	MESOVELLIDAE	nd	Carnívoro
HEMIPTERA	NAUCORIDAE	nd	Carnívoro
HEMIPTERA	NAUCORIDAE	<i>Limnocoris</i>	carnívoro
HEMIPTERA	NEPIDAE	nd	carnívoro
HEMIPTERA	NOTONECTIDAE	nd	Carnívoro
HEMIPTERA	PLEIDAE	nd	Carnívoro
HEMIPTERA	VELLIDAE	nd	Carnívoro
HEMIPTERA	VELLIDAE	<i>Rhagovelia</i>	Carnívoro
HEMIPTERA	Blattodea	BLATTODEA	Carnívoro
MEGALOPTERA	CORYDALIDAE	<i>Corydalus</i>	Carnívoro
TRICHOPTERA	CALAMOCERATIDAE	<i>Phylloicus</i>	Detritívoro-herbívoro
TRICHOPTERA	Glossosomatidae	<i>Mortoniela</i>	Detritívoro-herbívoro
TRICHOPTERA	HELICOPSYCHIDAE	<i>Helicopsyche</i>	Herbívoro
TRICHOPTERA	HYDROBIOSIDAE	<i>Atopsyche</i>	Carnívoro
TRICHOPTERA	HYDROPSYCHIDAE	xx	
TRICHOPTERA	Hydropsychidae	<i>Leptonema</i>	Onívoro
TRICHOPTERA	Hydropsychidae	<i>Macronema</i>	Onívoro
TRICHOPTERA	Hydropsychidae	<i>Smicridea</i>	Onívoro
TRICHOPTERA	HYDROPTILIDAE	xx	
TRICHOPTERA	Hydroptilidae	<i>Alisotrichia</i>	Carnívoro
TRICHOPTERA	Hydroptilidae	<i>Hydroptila</i>	Herbívoro

TRICHOPTERA	Hydroptilidae	<i>Leucotrichia</i>	Herbívoro
TRICHOPTERA	LEPTOCERIDAE	xx	
TRICHOPTERA	Leptoceridae	nd	Detritívoro-herbívoro
TRICHOPTERA	Leptoceridae	<i>Atanatolia</i>	Herbívoro
TRICHOPTERA	Leptoceridae	<i>Grumichella</i>	Detritívoro-herbívoro
TRICHOPTERA	Leptoceridae	<i>Nectopsyche</i>	Detritívoro-herbívoro
TRICHOPTERA	Leptoceridae	<i>Notalina</i>	Detritívoro-herbívoro
TRICHOPTERA	Leptoceridae	<i>Oecetis</i>	Carnívoro
TRICHOPTERA	Leptoceridae	<i>Triplectides</i>	Detritívoro-herbívoro
TRICHOPTERA	ODONTOCERIDAE	xx	
TRICHOPTERA	Odontoceridae	<i>Barypenthus</i>	Onívoro
TRICHOPTERA	PHILOPOTAMIDAE	xx	
TRICHOPTERA	Philopotamidae	<i>Chimarra</i>	Onívoro
TRICHOPTERA	POLYCENTROPODIDAE		xx
TRICHOPTERA	Polycentropodidae	<i>Cyrnellus</i>	Onívoro
TRICHOPTERA	Polycentropodidae	<i>Polycentropus</i>	Onívoro
TRICHOPTERA	XYPHOCETRONIDAE	<i>Xyphocentron</i>	Onívoro
LEPIDOPTERA	PYRALIDAE	nd	Detritívoro-herbívoro
COLEOPTERA	CURCULIONIDAE	nd	Detritívoro-herbívoro
COLEOPTERA	DRYOPIDAE	nd	Detritívoro-herbívoro
COLEOPTERA	DYSTICIDAE	nd	Carnívoro
COLEOPTERA	ELMIDAE	xx	
COLEOPTERA	Elmidae	<i>Heterelmis</i>	Detritívoro-herbívoro
COLEOPTERA	Elmidae	<i>Hexacylloepus</i>	Detritívoro-herbívoro
COLEOPTERA	Elmidae	<i>Hexanchorus</i>	Detritívoro-herbívoro
COLEOPTERA	Elmidae	<i>Macrelmis</i>	Detritívoro-herbívoro
COLEOPTERA	Elmidae	<i>Microcyllloepus</i>	Detritívoro
COLEOPTERA	Elmidae	<i>Neoelmis</i>	Detritívoro
COLEOPTERA	Elmidae	<i>Phanocerus</i>	Detritívoro-herbívoro
COLEOPTERA	Elmidae	<i>Promoresia</i>	Detritívoro-herbívoro
COLEOPTERA	Elmidae	<i>Xenelmis</i>	Detritívoro-herbívoro
COLEOPTERA	Elmidae	nd	Detritívoro-herbívoro
COLEOPTERA	Elmidae	ADULTO	Detritívoro-herbívoro
COLEOPTERA	GYRINIDAE	xxx	
COLEOPTERA	Gyrinidae	nd Adulto	Carnívoro
COLEOPTERA	Gyrinidae	nd Larva	Carnívoro
COLEOPTERA	HYDROPHILIDAE	xx	
COLEOPTERA	Hydrophilidae	nd Larva	Carnívoro
COLEOPTERA	Hydrophilidae	nd Adulto	Carnívoro
COLEOPTERA	LUTROCHIDAE	nd	Detritívoro-herbívoro
COLEOPTERA	PSEPHENIDAE	nd	Detritívoro-herbívoro
COLEOPTERA	PTILODACTYLIDAE	nd	Detritívoro-herbívoro
COLEOPTERA	STAPHYLINIDAE	nd	Carnívoro
DIPTERA	BLEPHARICERIDAE	nd	Herbívoro
DIPTERA	CERATOPOGONIDAE	<i>Atrichopogon</i>	Carnívoro
DIPTERA	CERATOPOGONIDAE	<i>Culicoides</i>	Carnívoro
DIPTERA	CHIRONOMIDAE	nd	Onívoro
DIPTERA	CULICIDAE	nd	Onívoro
DIPTERA	DIXIDAE	nd	Detritívoro
DIPTERA	EMPIDIDAE	nd	Carnívoro
DIPTERA	PSYCHODIDAE	nd	Detritívoro-herbívoro
DIPTERA	SIMULIDAE	nd	Onívoro
DIPTERA	STRATIOMYIDAE	nd	Detritívoro
DIPTERA	TABANIDAE	nd	Carnívoro

DIPTERA	TIPULIDAE	nd	Onívoro
DECAPODA	PALAEMONIDAE	<i>Macrobrachium</i>	Detritívoro-herbívoro
HIRUDINEA	HIRUDINIDA	nd	Carnívoro
GASTROPODA	THIARIDAE	nd	Detritívoro-herbívoro
GASTROPODA	PLANORBIDAE	nd	Detritívoro-herbívoro
GASTROPODA	ANCYLIDAE	nd	Detritívoro-herbívoro
GASTROPODA	PHYSIDAE	nd	Detritívoro-herbívoro
GASTROPODA	HYDROBIIDAE	nd	Detritívoro-herbívoro
GASTROPODA	LYMNAEIDAE	nd	Detritívoro-herbívoro
DECAPODA	TRICODACTYLIDAE	<i>T.fluviatilis</i>	Onívoro
DECAPODA	TRICODACTYLIDAE	<i>T. dentatus</i>	Onívoro

Anexo 2. Variáveis ambientais e parâmetros físico-químicos da água

Para caracterizar as propriedades físico-químicas da água, durante o estudo realizamos uma bateria de análises bimestrais dos seguintes parâmetros: Coliformes fecais, pH, turbidez, Oxigênio dissolvido, temperatura do ar e da água, amônia, demanda bioquímica de oxigênio, fósforo total, protocolo de avaliação visual, largura e profundidade média. A tabela 1 apresenta os valores médios dos parâmetros analisados em rios de fundo rochoso. A tabela 2 apresenta os valores médios dos parâmetros analisados para rios de fundo arenoso.

Tabela1. Valores médios dos parâmetros físico-químicos da água de rios de fundo rochoso.

	Fundo Rochoso											
	Ref1win1		Ref2win1		Int1win1		Int2win1		Imp1win1		Imp2win1	
	Média	Desvio padrão	Média	Desvio padrão	Média	Desvio padrão	Média	Desvio padrão	Média	Desvio padrão	Média	Desvio padrão
Coliformes fecais	916,38	800,33	643,83	1181,85	632,58	1189,35	113,93	75,60	1449,25	677,32	2017,60	693,69
pH	6,53	0,26	6,55	0,20	6,60	0,13	6,39	0,39	6,51	0,28	6,51	0,18
Turbidez	1,58	0,78	3,24	1,65	2,43	0,51	7,45	3,95	9,50	2,06	7,22	3,34
Oxigênio dissolvido	9,48	1,37	10,87	1,56	7,75	0,48	8,58	0,44	6,25	2,04	8,60	0,92
Temperatura da água	22,79	2,79	22,39	3,15	22,68	2,88	22,52	4,02	22,58	2,28	23,08	2,46
Temperatura do ar	26,00	4,72	25,21	6,29	28,29	5,63	27,75	7,23	28,21	4,77	28,25	4,35
Amônia	2,19	1,74	1,88	1,28	2,06	1,77	8,04	8,47	33,55	37,57	7,10	7,33
DBO5	3,76	2,62	3,77	2,86	4,93	0,95	12,15	11,26	17,41	10,53	8,86	9,15
Fósforo total	0,58	0,34	0,56	0,46	1,56	2,21	0,73	0,63	1,08	0,69	0,93	0,59
PAV	18,50	0,58	18,00	0,58	18,35	0,40	12,35	2,71	14,45	2,60	13,75	0,06
Largura (M)	16,00	0,00	9,00	0,00	5,34	0,00	4,71	0,84	11,28	0,87	6,35	1,91
Profundidade média (M)	1,20	0,00	0,38	0,00	0,32	0,00	0,41	0,01	0,90	0,69	0,35	0,03

Tabela2. Valores médios dos parâmetros físico-químicos da água de rios de fundo arenoso.

	Fundo Arenoso											
	Ref1win1		Ref2win1		Int1win1		Int2win1		Imp1win1		Imp2win1	
	Média	Desvio padrão	Média	Desvio padrão	Média	Desvio padrão	Média	Desvio padrão	Média	Desvio padrão	Média	Desvio padrão
Coliformes fecais	866,30	1120,17	1133,78	1247,19	805,28	1076,09	1666,60	519,62	2015,60	697,15	1768,85	749,69
pH	6,04	0,51	6,59	0,10	6,57	0,09	6,45	0,11	6,58	0,24	6,68	0,14
Turbidez	3,64	2,00	9,49	1,90	5,91	2,79	12,08	2,30	10,84	3,78	16,78	15,76
Oxigênio dissolvido	8,14	0,35	7,99	0,61	8,85	0,64	7,44	0,29	6,49	1,35	7,17	2,33
Temperatura da água	22,41	1,96	23,18	2,95	22,85	2,50	23,35	3,56	23,76	2,60	23,40	3,12
Temperatura do ar	25,58	4,32	28,04	4,99	28,89	4,95	29,67	3,50	28,67	4,26	27,83	3,11
Amônia	1,87	2,03	0,77	0,40	3,85	4,34	2,37	2,47	32,21	38,27	5,81	1,89
DBO5	3,25	1,28	6,92	5,00	8,36	6,96	7,38	2,79	14,09	11,99	4,81	3,34
Fósforo total	0,69	0,47	1,23	1,81	0,73	0,38	2,83	3,14	0,63	0,51	1,00	0,69
PAV	14,45	2,60	12,15	1,91	14,85	0,98	7,70	0,00	6,85	3,06	6,35	2,48
Largura (M)	11,28	5,07	5,99	4,34	10,20	17,09	0,90	0,36	0,40	0,51	0,28	0,38
Profundidade média (M)	0,87	0,43	2,32	0,00	0,00	0,00	0,69	0,05	0,02	0,00	0,00	0,00

Anexo 3. Eco-exérgias trófica por local amostral individualizada

