

RELAÇÃO DA PRODUÇÃO SECUNDÁRIA COM A DIVERSIDADE TAXONÔMICA E FUNCIONAL DE POLIQUETAS EM ESTUÁRIOS NO SEMIÁRIDO

Franciely Ferreira Paiva ¹
Dalescka Barbosa de Melo ²
Joseline Molozzi ³

RESUMO

O objetivo deste trabalho é relacionar a diversidade taxonômica e funcional dos poliquetas com a produção secundária em estuários no semiárido, testando as seguintes hipóteses: (i) a diversidade funcional apresenta relação positiva com a produção secundária, quanto maior a diversidade funcional, maior será a produção secundária; e (ii) a produção secundária apresenta relação positiva principalmente com as características funcionais das espécies que apresentam maior biomassa, como sugerido pela hipótese da razão de massa. As coletas de amostras foram realizadas nos estuários localizados no semiárido brasileiro: Paraíba, Mamanguape e Passos. Foram selecionadas cinco características funcionais dos poliquetas: tamanho máximo do corpo, estratégia alimentar, vida útil, desenvolvimento larval e fecundidade. Para medir a diversidade funcional foi calculado a Entropia quadrática de RAO, a Riqueza funcional e o CWM, e para mensurar a diversidade taxonômica foi utilizado o índice de Diversidade de Shannon-Wiener e a Riqueza taxonômica. A biomassa dos poliqueta foi mensurada para a utilização no cálculo de produção secundária proposto por Brey (2001). O aumento da diversidade taxonômica nos estuários Passos e Paraíba se dá concomitante com o aumento da produção secundária. No estuário Paraíba quanto maior a diversidade funcional dos poliquetas, maior a produção secundária. No estuário Mamanguape a produção secundária não apresentou relação com diversidade taxonômica e funcional. Contudo, a diversidade taxonômica pode prever melhor o processo de produção secundária nos estuários em estudo. Quanto as características funcionais é necessário investigar como a função de cada característica pode influenciar os níveis de produção secundária nos ecossistemas.

Palavras-chave: Produtividade, Produção bentônica, Biomassa.

INTRODUÇÃO

O processo de avaliação do funcionamento dos ecossistemas deve levar em consideração aspectos que englobem tanto a estrutura das comunidades como abundância e riqueza taxonômica, além das funções ecossistêmicas, como fluxo de energia e produtividade

¹Doutorando do Curso de Ecologia e Conservação da Universidade Estadual da Paraíba – UEPB, fran.paiva@outlook.com.br;

²Mestrando do Curso de Ecologia e Conservação da Universidade Estadual da Paraíba – UEPB, dalescka@gmail.com;

³Orientador Professor Doutor da Universidade Estadual da Paraíba – UEPB, jmolozzi@gmail.com.

(BLOMBERG & MONTAGNA, 2014). De acordo com Blomberg e Montagna (2014), a produtividade é tida como um componente funcional de grande importância nos ecossistemas, que pode ser mensurada através da produção secundária, onde a energia produzida pelos produtores primários é convertida pelos consumidores secundários através da sua biomassa.

A produção secundária é a quantidade de biomassa potencialmente disponível para o nível trófico superior ao longo do tempo em determinada área, podendo trazer inferências sobre processos que ocorrem a nível ecossistêmico (HERSHEY *et al.*, 2010; DOLBETH *et al.*, 2012). A produção secundária pode ser vista como uma medida direta para quantificar a disponibilidade e provisionamento de energia no ecossistema (HAINES-YOUNG & POTSCHIN, 2013). Estudos já mostram que pode existir uma relação positiva entre o aumento da produção secundária e a diversidade das comunidades (NAEEM *et al.*, 2009; SOLAN *et al.*, 2012; DOLBETH *et al.*, 2015).

A diversidade apresenta componentes taxonômicos e funcionais (THOMPSON *et al.*, 2015). A diversidade taxonômica pode ser mensurada através da riqueza e equitabilidade das espécies numa comunidade (SHANNON & WEAVER, 1949). A diversidade funcional é medida pela variação, abundância e distribuição das características funcionais das espécies numa comunidade (ex., modo de alimentação, tamanho do corpo) (RICOTTA & MORETTI, 2011; LAURETO *et al.*, 2015). A diversidade funcional de uma comunidade apresenta maior relação com processos ecossistêmicos do que quando analisado a diversidade taxonômica (LAVOREL & GRIGULIS, 2012; FU *et al.*, 2014). A hipótese da razão de massa, diz que as características funcionais das espécies que representam a maior parte da biomassa em determinado nível trófico, ou seja, as espécies dominantes em biomassa, podem exercer um maior efeito sobre os processos ecossistêmicos (GRIME, 1998). Desta forma, relacionar a produção secundária e a diversidade funcional das comunidades pode fornecer informações sobre a importância da manutenção da biodiversidade para a produtividade ecossistêmica (AARNIO *et al.*, 2011).

A comunidade de poliquetas apresenta grande diversidade taxonômica e funcional (TWEEDLEY *et al.*, 2012). Esses organismos são importantes produtores secundários, visto que participam dos processos de decomposição, ciclagem de nutrientes e fluxo de energia para os níveis tróficos superiores, através da sua biomassa (NUNES *et al.*, 2008; TWEEDLEY *et al.*, 2012). Nos ecossistemas estuarinos especificamente, a produção secundária da comunidade macrobentônica corresponde a duas vezes maior do que a produtividade secundária pelágica (BLOMBERG & MONTAGNA, 2014).

Os estuários apresentam alta produtividade, servindo como locais de reprodução, refúgio e alimentação para inúmeras espécies (ELLIOT & MCLUSCKY, 2002; KAISER *et al.*, 2005). Estes ecossistemas apresentam grandes concentrações de matéria orgânica de origem principalmente alóctone, proveniente da região de mangue, assim as comunidades bentônicas que habitam os estuários podem apresentar uma produção secundária alta (MCLUSKY *et al.*, 2004; DOLBETH *et al.*, 2011).

Desta forma, buscamos relacionar a diversidade taxonômica e funcional com a produção secundária dos poliquetas em estuários no semiárido, testando as hipóteses de que (i) a diversidade funcional é o componente de diversidade que apresenta relação positiva com a produção secundária, visto que todos os mecanismos pelos quais a diversidade afeta o funcionamento dos ecossistemas depende fortemente das características funcionais das comunidades; e (ii) a produção secundária apresenta relação positiva principalmente com as características funcionais das espécies que apresentam maior biomassa na comunidade, como sugerido pela hipótese da razão de massa.

METODOLOGIA

Área de estudo e desenho amostral

As coletas para o estudo foram realizadas em três ecossistemas estuarinos, o estuário do Rio Paraíba ($6^{\circ} 54'14''$ - $7^{\circ} 07'36''$ S; $34^{\circ} 58'16''$ - $34^{\circ} 49'31''$ O), estuário do Rio Mamanguape ($6^{\circ} 43'02''$ - $6^{\circ} 51'54''$ S; $35^{\circ} 67'46''$ - $34^{\circ} 54'04''$ W), localizados no estado da Paraíba/Brasil, e o estuário do Rio dos Passos ($8^{\circ} 37'67''$ - $8^{\circ} 40'50''$ S; $35^{\circ} 5'81''$ - $35^{\circ} 6'44''$ O) localizado no estado do Pernambuco/Brasil (Figura 1).

O clima na região é do tipo “As” (Tropical with dry summer) de acordo com a classificação de Köppen-Geiger, e o período de chuva se dá entre os meses de fevereiro e agosto e a estiagem entre outubro e dezembro (ALVARES *et al.*, 2013).

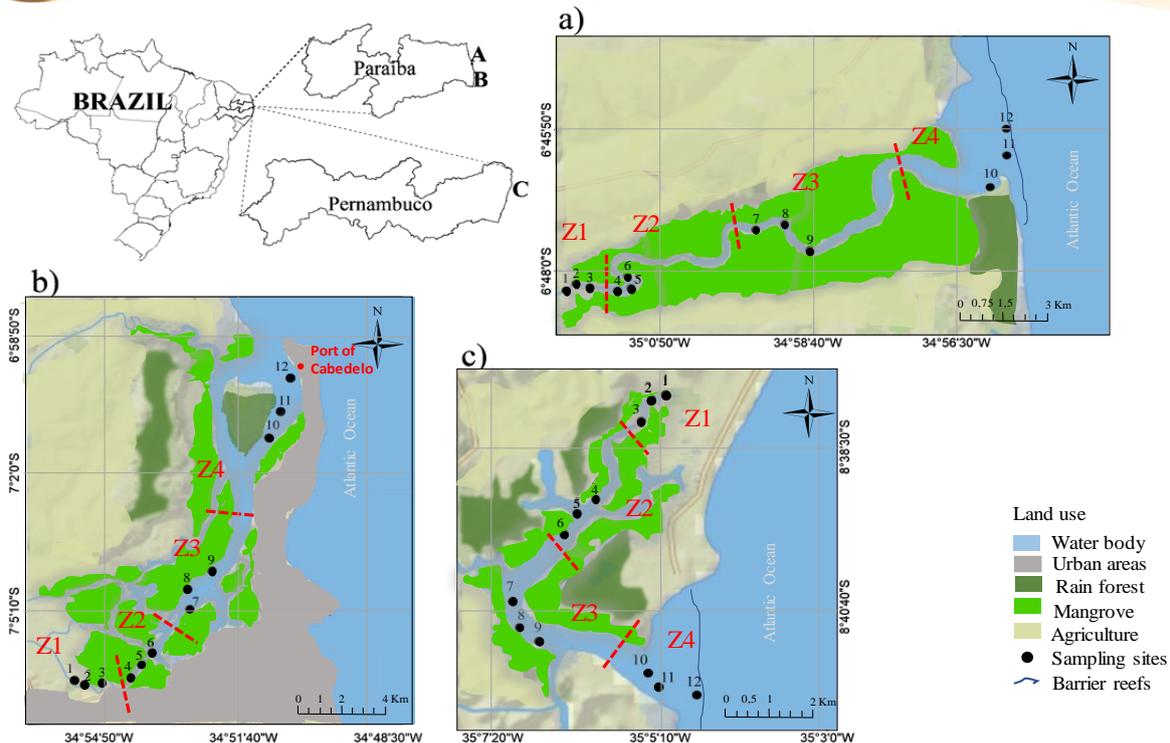


Figura 1: Mapa da área de estudo com os estuários Mamanguape (A) e Paraíba (B), localizados no estado da Paraíba/Brasil, e o estuário Rio dos Passos (C), localizado no estado de Pernambuco/Brasil. Distribuição dos doze pontos de coleta nas quatro zonas (Z1, Z2, Z3 e Z4) ao longo do corpo estuarino.

As coletas foram realizadas no período de novembro de 2016 nos três estuários. Em cada estuário foram definidas quatro zonas de amostragem, sendo uma zona a montante (próximo ao rio), duas zonas intermediárias e uma zona a jusante (próximo ao mar), de acordo com o gradiente de salinidade no estuários. As amostragens foram realizadas na região subtidal dos estuários e durante a maré baixa. Em cada zona estabelecida, foram amostrados três pontos, cada ponto com três réplicas, totalizando 36 unidades amostrais por estuário (Figura 1).

Identificação da macrofauna estuarina e características funcionais

A coleta dos macroinvertebrados bentônicos foi realizada em cada unidade amostral, utilizando-se uma draga modelo van Veen, com 477 cm² de área amostral. Após a coleta, o material foi lavado em peneiras sobrepostas de malhas 1 e 0,5 mm. Em laboratório os organismos foram triados e conservados em etanol a 70%. Após esta separação, os poliquetas foram identificados ao menor nível taxonômico possível (família/gênero) com chave especializada (AMARAL & NONATO, 1996). Foram selecionadas cinco características funcionais dos poliquetas, totalizando dezessete categorias. Essas características foram selecionadas visto que potencialmente podem refletir padrões na comunidade de acordo com

os fatores ecossistêmicos como, **i) tamanho máximo do corpo:** pequeno (2,5-21 mm), médio (21-100 mm) e grande (>100 mm); **ii) estratégia alimentar:** predador (alimenta-se de presas vivas), detritívoro (alimenta-se de pedaços de animais mortos ou vivos), herbívoro (consome materiais vegetais marinhos, como algas), depositívoro (ingere partículas de material mineral diluídas) e suspensívoros (alimenta-se de partículas selecionadas na coluna d'água); **iii) vida útil:** vida curta (<1 ano), vida média (1-3 anos) e vida longa (>3 anos); **iv) desenvolvimento larval:** desenvolvimento direto (sem fase larval), desenvolvimento lecitotrófico (à custa de recursos internos, ou seja, gema) e desenvolvimento plânctotrófico (alimentado pelo menos em parte, por materiais capturados a partir do plâncton); e **v) fecundidade:** fecundidade baixa (1-2500 ovos), fecundidade média (2500-100,000 ovos) e fecundidade alta (>100.000 ovos). As informações sobre as características funcionais dos poliquetas foram coletadas dos bancos de dados on-line MarLIN (MARLIN, 2006), Polytraits (FAULWETTER *et al.*, 2014) e Genus Trait Handbook, como também em artigos publicados (FAUCHALD & JUMARS, 1979; JUMARS *et al.*, 2015).

Índices de diversidade taxonômica e funcional

Como medida da diversidade taxonômica foi calculado os índices de Diversidade de Shannon-Wiener e a Riqueza taxonômica. O índice de Diversidade de Shannon-Wiener leva em consideração a riqueza e a equitabilidade das espécies em determinada comunidade. A Riqueza taxonômica considera o número de diferentes táxons em cada local (SHANNON & WEAVER, 1949).

Para medir a diversidade funcional foi calculado a Entropia quadrática de RAO, a Riqueza funcional e o CWM (característica funcional média por amostra ponderada pela abundância relativa de espécies ou biomassa) (VILLÉGER *et al.*, 2008; LEPŠ *et al.*, 2011). O índice de Entropia quadrática de RAO é um modelo generalizado do índice de diversidade de Simpson que calcula a dissimilaridade entre dois indivíduos aleatórios na comunidade baseado em uma única característica funcional ou várias características (LEPŠ *et al.*, 2011). A Riqueza funcional representa o valor do espaço funcional que é preenchido pela comunidade, sem levar em consideração a abundância das espécies e não apresenta um valor de superior limite (VILLÉGER *et al.*, 2008). O CWM foi calculado com base na biomassa dos indivíduos para cada categoria de características funcionais, expressando o valor médio da característica funcional, ponderado pela biomassa relativa de espécies, representando assim a característica dominante na comunidade (LEPŠ *et al.*, 2011).

Medida de produção secundária

Para estimar a biomassa, os organismos foram colocados em estufa a 60° C durante 72 horas e posteriormente pesados, em seguida, submetidos à combustão em forno mufla a 550° C por 8 horas, onde novamente foram pesados e então determinado o peso seco livre de cinzas (AFDW). A biomassa estimada foi utilizada para o cálculo da produção secundária proposto por Brey (2001), na versão do modelo 4-04 disponível on-line em uma planilha de cálculo (Brey 4-04) (<http://www.thomas-brey.de/science/virtualhandbook/navlog/index.html>). Este método proposto por Brey (2001) é capaz de estimar a produção anual dos macrobentos e é considerado como um dos métodos empíricos mais robustos (DOLBETH, 2005). As conversões necessárias para o cálculo foram: 1 g AFDW=23,33 kJ, para a classe Polychaeta (BREY, 2001). Os resultados finais foram convertidos para g AFDW m⁻² yr⁻¹ (produção secundária anual).

Análise de dados

Para verificar a relação da produção secundária com a diversidade taxonômica e funcional em cada estuário, inicialmente, os dados de abundância e biomassa foram transformados em log (x+1). Para verificar a correlação e significância entre os índices de diversidade taxonômica e funcional com a produção secundária foi aplicado o coeficiente de correlação de Spearman ($P \leq 0.05$). A correlação de Spearman avalia a intensidade da relação entre duas variáveis, seja linear ou não (SPEARMAN, 1904). Posteriormente, foram gerados modelos de regressão linear para cada um dos índices que apresentaram correlação significativa com a produção secundária. Todas estas análises foram realizadas no software R, versão 1.9.0, utilizando o pacote 'FD' função dbFD e functcomp (R DEVELOPMENT CORE TEAM, 2012).

RESULTADOS E DISCUSSÃO

Foram identificados 1.480 poliquetas, sendo 619 no estuário Rio dos Passos, 329 no Paraíba e 532 no Mamanguape. A correlação de Spearman mostrou que a produção secundária apresentou correlação significativa positiva com a Diversidade de Shannon-Wiener e a Riqueza taxonômica nos estuários Rio dos Passos e Rio Paraíba (Tabela 1). O mesmo não foi verificado no estuário Rio Mamanguape.

Tabela 1: Valores da correlação de Spearman da relação entre a produção secundária e a diversidade taxonômica e funcional nos estuários Rio dos Passos, Rio Paraíba e Rio Mamanguape. Valores de P significativo em negrito.

Estuário	Shannon-Wiener		Riqueza taxonômica		RAO		Riqueza funcional	
	R	P	R	P	R	P	R	P
Rio dos Passos	0.59	0.0005	0.64	0.0001	0.35	0.05	0.48	0.009
Rio Paraíba	0.71	0.0001	0.72	<0.001	0.52	0.01	0.01	0.9
Rio Mamanguape	0.18	0.3	0.31	0.09	0.14	0.4	0.02	1

A Entropia quadrática de RAO apresentou relação positiva e significativa com a produção secundária nos estuários Rio dos Passos e Rio Paraíba. A Riqueza funcional apresentou correlação significativa positiva com a produção secundária apenas no estuário Rio dos Passos (Tabela 1). A produção secundária no estuário Rio Mamanguape não apresentou correlação significativa com a diversidade funcional dos poliquetas.

Os modelos de regressão linear gerados mostraram que quanto maior a diversidade taxonômica da comunidade de poliquetas nos estuários Rio dos Passos e Rio Paraíba, maior é a produção secundária (Figura 2).

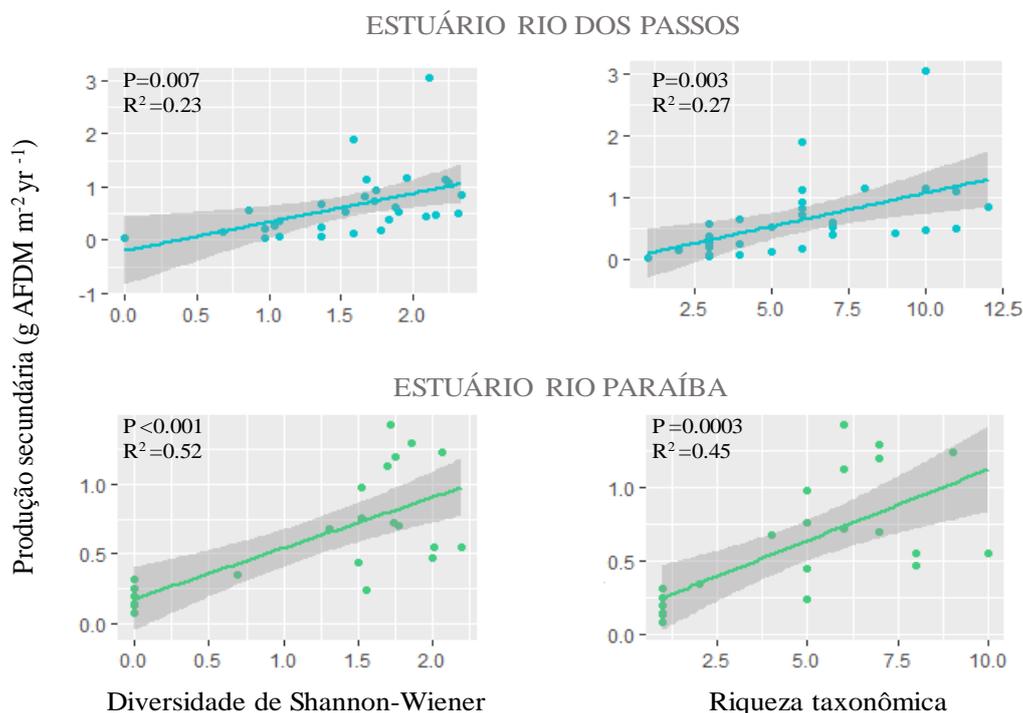


Figura 2: Análise de regressão linear entre os índices de diversidade taxonômica (Diversidade de Shannon-Wiener e Riqueza taxonômica) com a produção secundária no estuário Rio dos Passos e Rio Paraíba.

Apesar da Entropia quadrática de RAO e Riqueza funcional apresentarem correlação significativa positiva com a produção secundária no estuário Rio dos Passos, não foi encontrado uma tendência linear nem estatisticamente significativa de acordo com a

inferência do modelo de regressão (Figura 3). No estuário Rio Paraíba o aumento da Entropia quadrática de RAO se dá concomitante com o aumento da produção secundária como mostra a Figura 3.

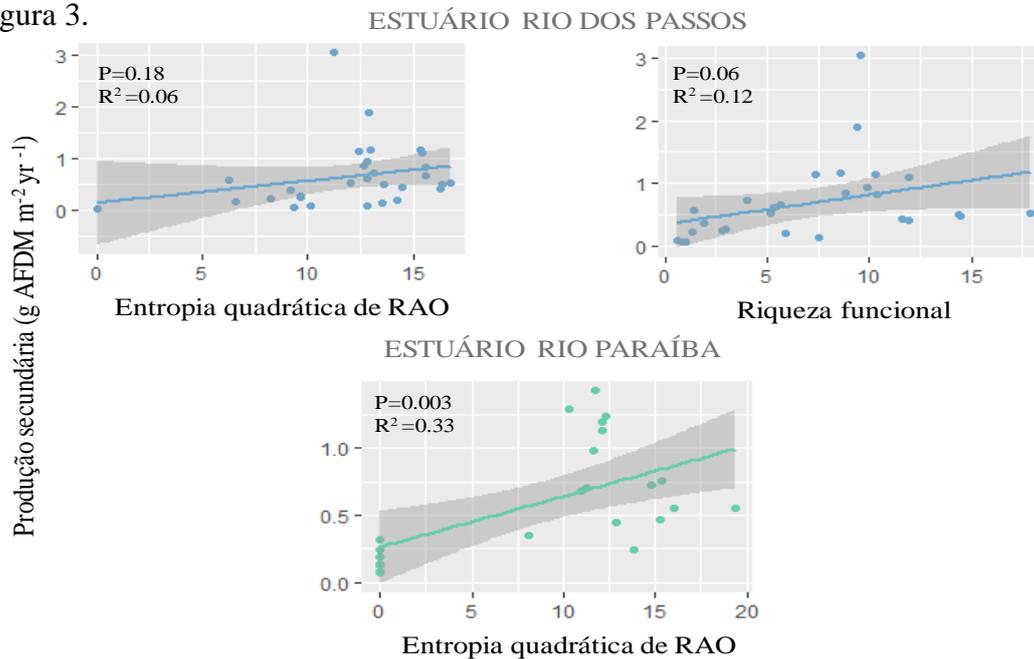


Figura 3: Análise de regressão linear entre os índices de diversidade funcional (Entropia quadrática de RAO e Riqueza funcional) com a produção secundária no estuário Rio dos Passos e Rio Paraíba.

Sendo assim, nossa primeira hipótese explica em parte a relação diversidade/produktividade, visto que a diversidade taxonômica também apresentou relação positiva com a produção secundária nos estuários analisados. Bolam e Eggleton (2014) analisando a relação diversidade/produktividade com a macrofauna, concluíram que a análise das características funcionais da comunidade descreve melhor o funcionamento do ecossistema do que a estrutura taxonômica.

O que pode ter influenciado a relação da diversidade taxonômica com a produção secundária nos nossos resultados foi o fato de analisarmos apenas a comunidade de poliquetas, diferentemente de Bolam e Eggleton (2014) que analisou toda a macrofauna. Os autores destacam que a escala espacial também pode ter influência sobre a diferença nas respostas das características funcionais e da estrutura taxonômica em relação a processos ecossistêmicos. O estudo de Bolam e Eggleton (2014) em grande escala geográfica (abrangendo toda a plataforma continental do Reino Unido) mostrou que a análise da estrutura taxonômica pode trazer inferências a processos ecossistêmicos diferentes de quando se é analisado a composição funcional. Enquanto em estudos de escalas menores pode haver maior similaridade entre as repostas geradas pela composição funcional e taxonômica. Nossos estuários podem ser considerados escalas espaciais pequenas quando comparadas aos estudos

abrangendo toda a plataforma continental do Reino Unido. Assim se faz necessário a investigação da diversidade taxonômica e funcional sobre as funções ecossistêmicas em diferentes escalas espaciais. Para o estuário Rio Mamanguape a produção secundária não apresentou relação com a diversidade taxonômica e funcional dos poliquetas, isto pode ter se dado ao fato da baixa riqueza de espécies e a dominância de táxons generalistas como *Laeonereis* e *Lumbrineris*. A dominância de táxons generalista numa comunidade pode ocasionar homogeneização biótica e comprometer processos e serviços ecossistêmicos (MORI *et al.*, 2018).

Quanto as características funcionais, no estuário Rio dos Passos a produção secundária apresentou correlação significativa e positiva com as categorias alimentadores de suspensão e detrito; e no estuário Paraíba com a categoria de fecundidade baixa. No estuário Rio Mamanguape nenhuma categoria das características funcionais apresentaram correlação com a produção secundária.

No estuário Rio Paraíba, a relação da produção secundária com poliquetas de fecundidade baixa pode ter se dado ao fato de que os organismos que apresentam menores taxas de fecundidade investem em gerar indivíduos com melhores aptidões, seja de competição e/ou aquisição de recursos (WILLIAMS, 1996). Podendo então, ao longo do tempo os espécimes com fecundidade baixa contribuir de forma mais eficiente para a produção secundária. Nossa segunda hipótese baseada na razão de massa de Grime (1998) foi refutada, visto que as categorias de características funcionais que apresentaram correlação com a produção secundária nos estuários não tiveram os maiores valores de biomassa.

O modelo de regressão linear gerado com as categorias de características funcionais que apresentaram correlação significativa com a produção secundária mostrou que no estuário Rio dos Passos a medida que se aumenta os alimentadores de detrito se tem o aumento da produção secundária (Figura 4).

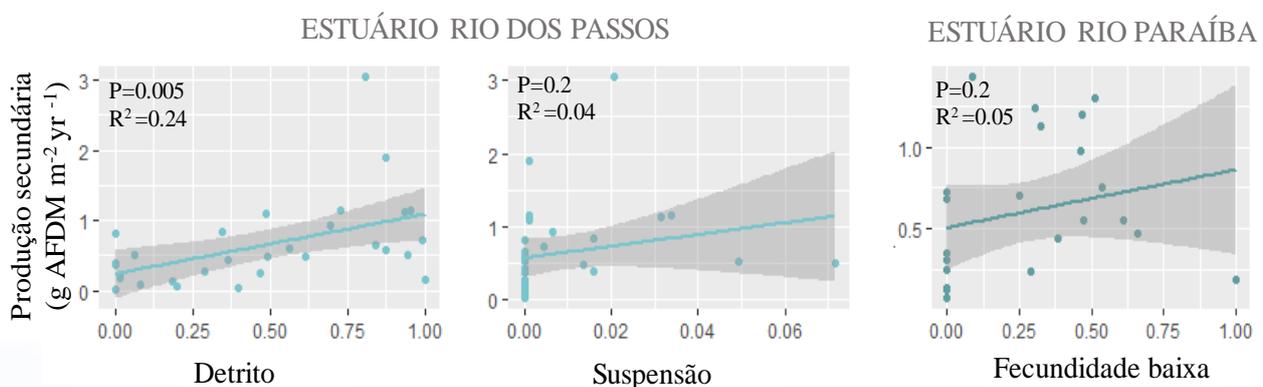


Figura 4: Análise de regressão linear entre os CWMs das características funcionais e a produção secundária nos estuários Rio dos Passos e Rio Paraíba.

A estratégia oportunista dos alimentadores de depósito pode contribuir para uma maior biomassa das espécies que apresentam este hábito alimentar, em contrapartida, a produção sustentada por estas espécies pode prejudicar o funcionamento do ecossistema, diminuindo a diversidade funcional (DOLBETH *et al.*, 2015). Apesar dos organismos alimentadores de suspensão no estuário Rio dos Passos, e de fecundidade baixa no estuário Rio Paraíba apresentarem correlação significativa positiva com a produção secundária, a tendência gerada pelo modelo de regressão não foi linear nem estatisticamente significativa.

CONSIDERAÇÕES FINAIS

A resposta da produção secundária em relação diversidade taxonômica e funcional pode variar dependendo da composição e estrutura da comunidade de poliquetas de acordo com cada estuário. Contudo, a diversidade taxonômica pode prever de forma mais eficiente o processo de produção secundária nos estuários em estudo. A relação da diversidade funcional com a produção secundária no estuário Rio Paraíba nos sugere que quando se trata de comunidades biológicas correlacionadas a processos ecossistêmicos se faz necessário a análises tanto de aspectos taxonômicos quanto funcionais da comunidade. Visto que cada componente da diversidade pode trazer explicação a nível de processos que ocorrem nos ecossistemas. Quanto as características funcionais que podem se relacionar com a produção secundária, se faz necessário investigar como a natureza e a função de cada atributo funcional numa comunidade pode influenciar os níveis de produção secundária nos ecossistemas. Sendo assim, para se ter uma maior explicabilidade sobre os fatores que afetam o funcionamento dos ecossistemas, assim como a relação diversidade/produktividade se faz necessário investigar aspectos que englobem tanto a estrutura quanto a funcionalidade das comunidades.

REFERÊNCIAS

AARNIO, K., MATTILA, J., TÖRNROOS, A., & BONSDORFF, E. (2011). Zoobenthos as an environmental quality element: the ecological significance of sampling design and functional traits. *Marine Ecology*, 32, 58-71. Doi:10.1111/j.1439-0485.2010.00417.x

AESA (2018). **Agência Executiva de Gestão das Águas do Estado da Paraíba**. Disponível em: <<http://www.aesa.pb.gov.br/>>. Acesso 13 de jun.2018.

ALVARES, C. A., STAPE, J. L., SENTELHAS, P. C., DE MORAES, G., LEONARDO, J., & SPAROVEK, G. (2013). Köppen's climate classification map for Brazil. *Meteorologische Zeitschrift*, 22(6), 711-728. Doi: 10.1127/0941-2948/2013/0507

AMARAL, A. C., & NONATO, E. F. (1996). **Annelida Polychaeta - Características, glossário e chaves para famílias e gêneros da costa brasileira**. Editora a UNICAMP, Campinas, SP, p. 124.

BLOMBERG, B. N., & MONTAGNA, P. A. (2014). Meta-analysis of Ecopath models reveals secondary productivity patterns across the Gulf of Mexico. *Ocean & coastal management*, 100, 32-40. Doi:10.1016/j.ocecoaman.2014.07.014

BOLAM, S. G., & EGGLETON, J. D. (2014). Macrofaunal production and biological traits: spatial relationships along the UK continental shelf. *Journal of Sea Research*, 88, 47-58. Doi:10.1016/j.seares.2014.01.001

BREY, T. (2001). **Population Dynamics in Benthic Invertebrates. A Virtual Handbook**. Version 01.2. <http://www.thomas-brey.de/science/virtualhandbook/navlog/index.html> Alfred Wegener Institute for Polar and Marine Research, Germany.

DOLBETH, M., CARDOSO, P. G., GRILO, T. F., BORDALO, M. D., RAFFAELLI, D., & PARDAL, M. A. (2011). Long-term changes in the production by estuarine macrobenthos affected by multiple stressors. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 92(1), 10-18. Doi:10.1016/j.ecss.2010.12.006

DOLBETH, M., CUSSON, M., SOUSA, R., & PARDAL, M. A. (2012). Secondary production as a tool for better understanding of aquatic ecosystems. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 69(7), 1230-1253. Doi:10.1139/f2012-050

DOLBETH, M., DOLÉDEC, S., & PARDAL, M. Â. (2015). Relationship between functional diversity and benthic secondary production in a disturbed estuary. *Marine Ecology Progress Series*, 539, 33-46. Doi:10.3354/meps11473

FAULWETTER, M. S., MARKANTONATOU, M. V., PAVLOUDI, M. C., PAPAGEORGIOU, N., KEKLIKOGLOU, M. K., CHATZINIKOLAOU, E., PAFILIS, E., CHATZIGEORGIOU, G., VASILEIADOU, K., DAILIANIS, T., FANINI, L., KOULOURI, P., & ARVANITIDIS, C. (2014). Polytraits: A database on biological traits of marine polychaetes. *Biodiversity data journal*, (2). Doi:10.3897/BDJ.2.e1024

FAUCHALD, K., & JUMARS, P. A. (1979). The diet of worms: a study of polychaetes feeding guilds. *Oceanogr. Mar. Biol. Annu. Rev.* 17, 193-284.

GRIME, J. P. (1998). Benefits of plant diversity to ecosystems: immediate, filter and founder effects. *Journal of Ecology*, 86, 902-910. Doi:10.1046/j.1365-2745.1998.00306.x

FU, H., ZHONG, J., YUAN, G., NI, L., XIE, P., & CAO, T. (2014). Functional traits composition predict macrophytes community productivity along a water depth gradient in a freshwater lake. *Ecology and Evolution*, 4(9), 1516-1523. Doi:10.1002/ece3.1022

HAINES-YOUNG R., & POTSCHEIN M. (2013). **Common International Classification of Ecosystem Services (CICES): consultation on version 4**, August-December 2012. EEA Framework Contract No EEA/IEA/09/003. University of Nottingham.

JUMARS, P. A., DORGAN, K. M., & LINDSAY, S. M. (2015). Diet of worms emended: an update of polychaete feeding guilds. *Ann. Rev. Mari. Sci.* 7, 497-520.

KAISER, M. J., ATTRILL, M. J., JENNINGS, S., THOMAS, D. N., & BARNES, D. K. (2011). **Marine ecology: processes, systems, and impacts**. Oxford University Press.

LAVOREL, S., & GRIGULIS, K. (2012). How fundamental plant functional trait relationships scale-up to trade-offs and synergies in ecosystem services. *Journal of Ecology*, 100(1), 128-140. Doi:10.1111/j.1365-2745.2011.01914.x

LAURETO, L. M. O., CIANCIARUSO, M. V., & SAMIA, D. S. M. (2015). Functional diversity: an overview of its history and applicability. *Natureza & Conservação*, 13(2), 112-116. Doi.org/10.1016/j.ncon.2015.11.001

LEPŠ, J., DE BELLO, F., SMILAUER, P., & DOLEZAL, J. I. (2011). Community trait response to environment: disentangling species turnover vs intraspecific trait variability effects. *Ecography*, 34, 856–862. Doi:10.1111/j.1600-0587.2010.06904.x

MARLIN (2006). **BIOTIC - Biological Traits Information Catalogue. Marine Life Information Network** Available from: Marine Biological Association of the United Kingdom, Plymouth. www.marlin.ac.uk/biotic.

MCLUSKY, D. S., ELLIOTT, M., & ELLIOTT, M. (2004). **The estuarine ecosystem: ecology, threats and management**. Oxford University Press on Demand.

MORI, A., S., FOREST, I., & RUPERT, S. (2018). β -Diversity, Community Assembly, and Ecosystem Functioning. *Trends in Ecology & Evolution*, 2389. Doi:10.1016/j.tree.2018.04.012

NAEEM, S., BUNKER, D., HECTOR, A., LOREAU, M., & PERRINGS, C. (2009). **Biodiversity, ecosystem functioning, and human wellbeing: an ecological and economic perspective**. Oxford University Press, Oxford.

NUNES, M., COELHO, J. P., CARDOSO, P. G., PEREIRA, M. E., DUARTE, A. C., & PARDAL, M. A. (2008). The macrobenthic community along a mercury contamination in a temperate estuarine system (Ria de Aveiro, Portugal). *Science of the total environment*, 405(1-3), 186-194. Doi:10.1016/j.scitotenv.2008.07.009

R DEVELOPMENT CORE TEAM (2012). **R: A language and environment for statistical computing**. R Foundation for Statistical Computing, Vienna.

RICOTTA, C., & MORETTI, M. (2011). CWM and Rao's quadratic diversity: a unified framework for functional ecology. *Oecologia*, 167(1), 181-188. Doi:org/10.1007/s00442-011-1965-5

SHANNON, C. E. & WEAVER, W. (1949). **The Mathematical Theory of Communication**. Urbana, Illinois, University of Illinois Press.

SOLAN, M., ASPDEN, R. J., & PATERSON, D. M. (2012). **Marine biodiversity and ecosystem functioning: frameworks, methodologies, and integration**. Oxford University Press, Oxford.

SPEARMAN, C. (1904). The Proof and Measurement of Association between Two Things. *The American Journal of Psychology*, 15(1), 72-101. Doi:10.2307/1412159

THOMPSON, P. L., DAVIES, T. J., & GONZALEZ, A. (2015). Ecosystem functions across trophic levels are linked to functional and phylogenetic diversity. *PLoS One*, 10(2), e0117595. Doi.org/10.1371/journal.pone.0117595

TWEEDLEY, J. R., WARWICK, R. M., VALESINI, F. J., PLATELL, M. E., & POTTER, I. C. (2012). The use of benthic macroinvertebrates to establish a benchmark for evaluating the environmental quality of microtidal, temperate southern hemisphere estuaries. *Marine Pollution Bulletin*, 64(6), 1210-1221. Doi:10.1016/j.marpolbul.2012.03.006

VILLÉGER, S., MASON, N. W. & MOUILLOT, D. (2008). New multidimensional functional diversity indices for a multifaceted framework in functional ecology. *Ecology*, 89, 2290-2301. Doi:10.1890/07-1206.1

WILLIAMS, D. D. (1996). Environmental constraints in temporary fresh waters and their consequences for the insect fauna. *Journal of the North American Benthological Society*, 15(4), 634-650.