

# RESPOSTA DE ASSOCIAÇÕES BÊNÉTICAS AO LANÇAMENTO DE RESÍDUOS DE DRENAGEM URBANA

FELIX, G.; CÂNDIDO, T.F.; SILVEIRA, C.B. & NETTO, S.A.\*

Laboratório de Ciências Marinhas - Unisul, Tubarão, Brasil.

\*Corresponding author: sergio.netto@unisul.br

## ABSTRACT

Felix, G.; Cândido, T.F.; Silveira, C.B. & Netto, S.A. (2015). Resposta de associações benthicas ao lançamento de resíduos de drenagem urbana. *Braz. J. Aquat. Sci. Technol.* 19(2). eISSN 1983-9057. DOI: 10.14210/bjast.v19n2. Coastal regions have exhibited fast urban growth, however, it is not associated with adequate planning. Several changes of sources in these regions come from the domestic effluents that are released through the urban drainage ducts. The urban drainage system can be characterized as the waste going through public road's channels ending up in the ducts. Besides these substances, contamination of estuarine areas may be further aggravated by the clandestine residential sewage connections along this drainage system. This study aims to investigate the response of benthic associations, represented by microphytobenthic, macrofauna and meiofauna, facing the cocktail of substances discharged by urban drainage ducts. Samples were taken near urban drainage ducts, approximately 10 meters across areas with influence of drainage release. Control areas were established and located approximately 1000 meters away from the ducts. Parameters such as salinity, temperature, pH, organic matter, grain size, and fecal coliforms were analyzed as well as benthic associations. The results of this study show that the structure of benthic associations was affected by urban drainage. Sites with direct drainage dump, had lower microphytobenthos. The same way, macrofauna was less diverse in these locations. The meiofauna presented an interesting indicator of environmental disturbance, as its diversity and richness were lower in places affected by urban drainage. This study points to the intense discharges received by aquatic environments. Since the impact involves not only benthic associations, such as the entire estuary, it is essential that more studies are conducted on the reaction of the estuary to these disorders.

**Keywords:** Urban drainage, Environmental indicators, Benthic associations, Estuarine environment.

## INTRODUÇÃO

Estuário pode ser definido como um ambiente altamente dinâmico que sofre mudanças em resposta às perturbações naturais e antropogênicas. Localizados em zonas de transição entre o continente e o oceano, os estuários estão entre os sistemas mais produtivos do mundo (Miranda et al., 2002; Mclusky & Elliot, 2004). As regiões estuarinas são historicamente muito favoráveis para o desenvolvimento urbano, seja como locais ideais para construção de portos, instalação de indústrias, turismo e para o desenvolvimento urbano de forma geral. Devido à alta concentração das atividades humanas e às características de confinamento dos ambientes estuarinos, estas áreas tornam-se particularmente vulneráveis a impactos ambientais (Botter–Carvalho, 2007) cujos efeitos variam de desastrosos a sutis, em distintas escalas temporais e espaciais (Kaiser et al., 2006).

As principais fontes de poluentes para os estuários são provenientes de efluentes industriais e domésticos que na maioria das vezes não são tratados, sendo lançados *in natura* em ambientes costeiros. Além disso, outras substâncias estão agregadas a estes efluentes, como materiais carregados das superfícies das ruas, dejetos de atividades comerciais e industriais, lixo, restos vegetais, desgaste da rede

de esgoto pelo tempo e falta de manutenção, derramamento de substâncias tóxicas como gasolina e óleo (Neto et al., 2008). Este conjunto de contaminantes é captado juntamente com a água das chuvas e lançados ao sistema de drenagem urbana que eventualmente pode chegar aos corpos de água adjacentes. Embora parte do material carregado possa eventualmente ser considerada limpa, o produto final, que chega no corpo d'água dificilmente será.

O aporte intenso de nutrientes como nitrogênio e fósforo e sua deposição nos estuários podem acarretar o processo de eutrofização, ou seja, um enriquecimento gradativo de matéria orgânica. Além disso, a entrada desses nutrientes vem acompanhada de uma série de transformações físico-químicas e biológicas que podem alterar a fauna e flora local. Dentro das diversas fontes de substâncias orgânicas nos estuários, a poluição por drenagem urbana é uma das principais (Garrison, 2010).

Os organismos mais afetados sob essas condições são aqueles que exibem menor mobilidade, ou seja, os que vivem aderidos ou no interior do substrato. A resposta das comunidades associadas ao sedimento à drenagem urbana varia de acordo com o grau de eutrofização. Em situações extremas, a abundância, biomassa e diversidade podem ser fortemente reduzidas, resultando no predomínio

de poucas espécies, que podem ocorrer em altas densidades até culminar com a defaunação completa da área (Dauer et al., 1992). Estes organismos bênticos são tradicionalmente divididos em pelo menos dois componentes, a meiofauna e a macrofauna. A meiofauna compreende um grupo particular de invertebrados bênticos que possuem tamanho dentro do intervalo entre 63 e 500  $\mu\text{m}$ . Já a macrofauna compreende organismos maiores que 500  $\mu\text{m}$ . Os organismos meiofaunais podem apresentar densidades na ordem de  $10^6$  indivíduos/ $\text{m}^2$ . Além da importância ecológica como elo de transferência de energia entre produtores e consumidores, bem como participação ativa nos processos de mineralização da matéria orgânica, este grupo representa ainda um importante indicador de alterações ambientais (Netto et al., 2007). Além disso, a baixa profundidade e a incidência de luz no sedimento propiciam o desenvolvimento de microalgas unicelulares, chamadas de microfítobentos. São organismos fotossintetizantes e podem ser responsáveis por até 50% da produção primária nos estuários. Embora a atividade do microfítobentos seja restrita a camada superficial do sedimento, eles possuem um grande impacto sobre a morfologia do estuário inteiro.

Com o objetivo de avaliar a resposta das associações bênticas, além de outras variantes ambientais frente ao lançamento de drenagem urbana foram amostrados locais junto aos dutos de drenagem urbana e locais chamados de controle (sem influência direta dos dutos de drenagem urbana) em áreas entremarés na lagoa Santo Antônio, na cidade de Laguna, Santa Catarina.

## METODOLOGIA

A lagoa Santo Antônio está situada no Sistema Estuarino de Laguna no Estado de Santa Catarina, Brasil ( $28^{\circ}12'$  e  $28^{\circ}37'$  de latitude sul, e  $48^{\circ}42'$  e  $48^{\circ}56'$  de longitude oeste) (Fonseca & Netto, 2006). Esse estuário compreende um conjunto de lagoas interligadas através de estreitas passagens, possuindo apenas um único canal em sua parte sul (lagoa Santo Antônio) que permite as trocas de água com o oceano, sendo assim, é considerada uma típica lagoa estrangulada (Kjerfve, 1994). O local de amostragem foi definido com base na ocorrência de desembocaduras de dutos de drenagem pluvial. Esses dutos também são popularmente conhecidos como bocas de lobo e nas análises são chamados de drenagem urbana. Para caracterizar os locais afetados pela drenagem, foram analisadas concentrações de coliformes fecais presentes através do método do caldo de florocult, para o cultivo da bactéria.

Com uma distância de 1000 metros à frente do ponto drenagem urbana, foram estabelecidos os pontos chamados de controle, por não receberem influência direta do material lançado, ou seja, não possuem coliformes fecais. Lateralmente a saída de drenagem foi delimitado outro ponto a 10 metros e chamado de intermediário, neste local, assim como na saída da drenagem, foram encontrados coliformes fecais. Todos os controles eram equidistantes do ponto afetado pela drenagem urbana. Ao longo da lagoa Santo Antônio foram escolhidos quatro pontos que melhor representassem todas as saídas de drenagem na lagoa (Figura 1).



Figura 1 - Localização dos pontos de amostragem na lagoa Santo Antônio, Sistema Estuarino de Laguna, SC.

Em cada ponto foram tomadas quatro amostras para macrofauna (amostrador de 100 mm de diâmetro e 100 mm de altura), meiofauna (amostrador de 25 mm x 100 mm) e microfítobentos (amostrador de 30 mm x 20 mm), totalizando 48 amostras. As amostras de macrofauna foram fixadas em formalina 10% e peneiradas em jogo de peneiras de 1 mm e 0,5 mm de malha, para posterior identificação sob microscópio estereoscópio ao menor nível taxonômico possível. As amostras de meiofauna foram fixadas em formalina 10% lavadas em peneiras de 0,063 mm, separadas por flotação com sílica coloidal (Ludox TM 50, gravidade específica de 1,15) e preservadas em formol 4%. Posteriormente as amostras foram transferidas para blocos cavados com glicerol, lâminas permanentes montadas, fauna identificada e contada. O microfítobentos foi quantificado através da extração com acetona 90% (24 horas a  $4^{\circ}\text{C}$  aproximadamente) e centrifugado a 4000 rpm por 15 minutos. A absorbância de clorofila a e feopigmentos foi obtida através de espectrofotômetro. Valores de salinidade, temperatura, pH e oxigênio dissolvido foram tomados *in situ* com um multiparâmetro YSI 556.

A granulometria do sedimento foi determinada pelo método de peneiramento (Suguio, 1973) e a

matéria orgânica por combustão em mufla (550°C; por 4h, Dean, 1974).

### Análise de dados

As variáveis ambientais e a comunidade bêntica associada ao sedimento foram analisadas em relação aos pontos amostrais e aos locais, ou seja, Drenagem urbana, Intermediário e Controle. As análises estatísticas foram realizadas com auxílio dos softwares estatísticos STATISTICA 10.0® e PRIMER 6.0® (*Plymouth Routines In Multivariate Ecological Research*).

A ANOVA bi-fatorial foi aplicada com o objetivo de avaliar possíveis diferenças nas variáveis ambientais entre os pontos afetados pela drenagem urbana e aqueles que não sofriam influência direta chamados de Controle.

Como descritores da estrutura da meiofauna e Nematoda foram utilizados número de indivíduos por 10 cm<sup>2</sup> (N), número de espécie (S), índice de diversidade de Shannon-Wiener (utilizando-se log2). Os Nematoda foram agrupados de acordo com sua estrutura trófica (Wieser, 1953). A partir desta classificação foram determinados os valores de diversidade trófica (IDT, Heip et al., 1985). Além disso, foi utilizado o índice de maturidade (MI), derivado das características da história de vida dos gêneros de Nematoda (Bongers, 1990). No índice de maturidade, os Nematoda são classificados ao longo de uma escala c-p (colonizadores – persistentes) de 1 a 5. Valores próximo a 1 indicam o predomínio de formas colonizadoras extremas, que tem como características o ciclo de vida muito curto (horas), elevada taxas de reprodução, habilidade elevada da colonização e maior tolerância a perturbações. Já valores próximos de 5, sugerem assembléias dominadas por persistentes, que apresentam ciclo de vida longo (dias/meses), baixa habilidade de colonização, prole pouco numerosa, sensível a perturbações ambientais.

A significância das diferenças da macrofauna foi testada com uma análise permutacional univariada (PERMANOVA) utilizando uma matriz de similaridade Euclidiana.

Para as análises multivariadas da fauna, foram construídas matrizes de similaridade com dados transformados por log (x+1). Os dados foram ordenados e plotados através da análise proximidade (MDS, “*Multi-Dimensional Scaling*”; Clarke & Green, 1988) e SIMPER.

As variáveis ambientais como granulometria, teor de matéria orgânica, coliformes fecais e totais, salinidade, temperatura, pH e a biomassa de microfitobentos foram ordenados pela análise dos componentes principais (PCA) para caracterizar os pontos Drenagem urbana, Intermediário e Controle.

## RESULTADOS

### Variáveis ambientais

Os locais junto aos dutos de drenagem apresentaram concentrações elevadas de coliformes fecais, ultrapassando os limites permitidos pela legislação nacional (Resolução CONAMA n° 357, de 17 de março de 2005 águas salobras Classe I). Nas áreas chamadas de controle os níveis oscilaram entre 50 e 330 NMP/100 ml e diante dos dutos de drenagem urbana os valores estiveram entre 1.300 e 240.000 NMP/100 ml (Figura 2).

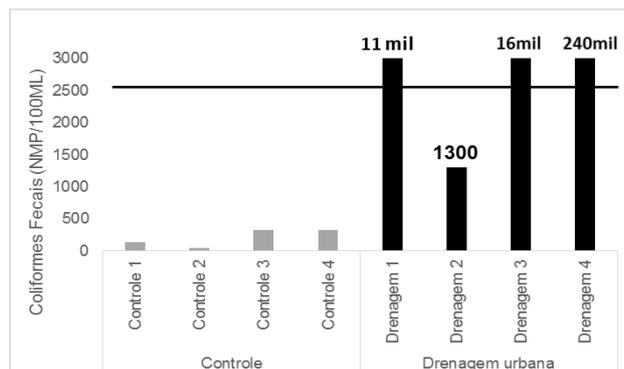


Figura 2 - Valores de coliformes fecais nos pontos amostrados na lagoa Santo Antônio, SC (2500 NMP/100 ml: limite de acordo com a resolução CONAMA n°357).

Nos pontos drenagem urbana e intermediário os valores médios de salinidade foram maiores no controle, com média de 25 e menores valores foram registrados no ponto intermediário, com média registrada de 21. Nos locais afetados pela drenagem urbana os valores de pH foram maiores que nos tratamentos intermediário e controle. Os resultados da análise de variância (ANOVA), no entanto, não apresentaram diferenças significativas para temperatura, salinidade e pH entre os tratamentos e os locais ( $p > 0,05$ ).

### Sedimento

O sedimento dos locais amostrados foi caracterizado por areia fina moderadamente selecionada, com o tamanho médio do grão variando entre 1,1 mm e 3,19 mm. A percentagem de finos e teores de matéria orgânica não diferiram significativamente ( $p > 0,05$ ) entre os locais drenagem urbana, intermediário e controle.

### Microfitobentos

As concentrações de clorofila a no sedimento variaram de 0,08 a 41,17 µg/g (Figura 3). As concentrações de feopigmentos variaram de 0 a 17,49 µg/g (Figura 3) No entanto, a análise de variância (ANOVA) não apresentou diferenças significativas para microfitobentos e feopigmentos entre os pontos ( $p > 0,05$ ).

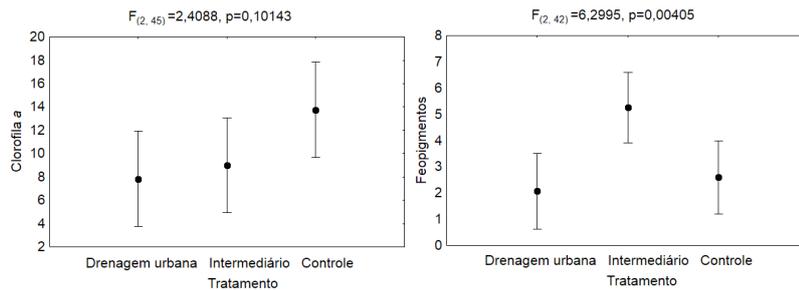


Figura 3 - Valores médios ( $\pm$  intervalo de confiança de 95%) obtidos através da análise de variância unifatorial (ANOVA) para Clorofila a (gráfico à esquerda) e Feopigmentos (gráfico à direita) nos locais drenagem urbana, intermediário e controle.

### Estrutura da fauna - Meiofauna

A meiofauna foi constituída por 16 grupos taxonômicos. O grupo Nematoda foi o mais abundante com aproximadamente 75% do total de indivíduos coletado, seguido dos Ostracoda com 14% e Copepoda com 4%. Os demais grupos totalizaram 7% dos indivíduos coletados. Os valores médios de densidade dos Nematoda foram maiores nos pontos chamados de intermediário (572 inds. 10cm<sup>2</sup>), seguido do controle (134 inds. 10cm<sup>2</sup>) e drenagem urbana (124 inds. 10cm<sup>2</sup>).

Os Nematoda, além de mais abundantes, foram também os organismos mais frequentes, ocorrendo em todas as amostras analisadas. Foram identificados 41 gêneros de Nematoda com densidade máxima de 4.177 indivíduos. Os nematoda *Leptolaimus* (35% do total da fauna), *Anoplostoma* (12%) e *Theristus* (8%) foram as espécies numericamente dominantes.

A densidade dos Nematoda foi maior nos locais com pouca ou nenhuma influência de drenagem urbana, como no caso do intermediário (572 inds. 10cm<sup>2</sup>) e controle (134 inds. 10cm<sup>2</sup>), apresentando uma menor densidade no ponto drenagem urbana (124 inds. 10cm<sup>2</sup>). Além disso, a abundância rela-

tiva dos gêneros dominantes foi diferente em cada um dos pontos. Nos locais drenagem urbana, os gêneros *Leptolaimus* (48%) e *Theristus* (15%) foram aqueles numericamente mais abundantes. No local intermediário, os mais abundantes foram *Leptolaimus* (47%), *Anoplostoma* (13%) e *Metalinhomoeus* (8%). Já no controle, o gênero *Anoplostoma* (20%) foi numericamente mais abundante. Com relação aos dois gêneros mais abundantes, *Leptolaimus* foi significativamente mais abundante nos locais intermediário e drenagem urbana e menor no controle. Já o gênero *Anoplostoma* foi maior nas amostras dos locais intermediário e controle e menor no local drenagem urbana.

Os resultados das análises de variância (ANOVA) mostraram que todos os descritores da meiofauna independentemente do local amostrado, diferiram entre drenagem urbana, intermediário e controle (Figura 4). De modo geral, os valores de riqueza (S) e diversidade (ES51, H') foram menores no local drenagem urbana e maiores no controle (ou intermediário). Valores de densidade não diferiram entre drenagem urbana e controle e foram maiores no intermediário.

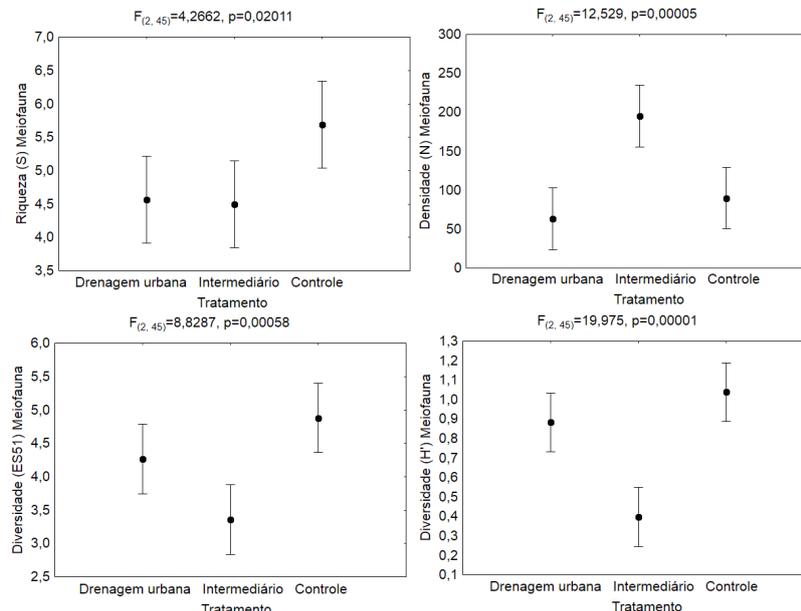


Figura 4 - Valores médios ( $\pm$  intervalo de confiança de 95%) obtidos através da análise de variância unifatorial (ANOVA) dos descritores da estrutura da meiofauna riqueza (S), densidade (N) e diversidade (ES51, H') nos locais drenagem urbana, intermediário e controle.

O resultado da análise da estrutura trófica dos Nematoda mostrou clara diferenciação entre a fauna das amostras de drenagem urbana e intermediário com aquelas do controle. Enquanto na drenagem urbana e intermediário os detritívoros seletivos (1A) ou micróvoros dominaram, no controle as formas detritívoras não seletivas (1B) foram as mais abundantes. Os demais grupos (fitobentófagos e predadores 2A E 2B) somaram aproximadamente 7% nos locais drenagem urbana, 12% no intermediário e 20% no controle. O índice de diversidade trófica (IDT) foi significativamente menor no local drenagem urbana em relação ao controle, no entanto, não diferiu significativamente entre intermediário e controle (Figura 5).

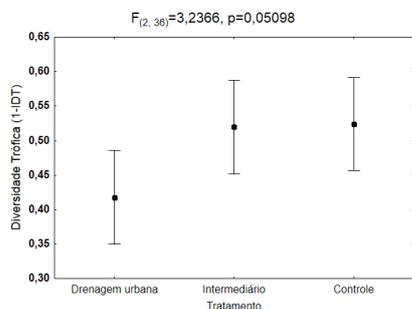


Figura 5 - Valores médios (± intervalo de confiança de 95%) obtidos através da análise de variância unifatorial (ANOVA) para o índice de diversidade trófica nos locais drenagem urbana, intermediário e controle.

Os resultados da análise do índice de maturidade mostraram que para a escala colonizador-persistente o valor 2 foi dominante para todos os tratamentos. As diferenças ocorreram para os valores do cp 1 e 4. O valor 1 apareceu apenas no tratamento drenagem urbana enquanto o valor 4 nos tratamentos intermediário e controle. O resultado da análise de variância indicou que o índice de maturidade foi significativamente ( $p < 0,05$ ) menor no tratamento drenagem urbana. O índice de maturidade, que leva em conta a proporção das escalas c-p, mostrou um claro gradiente, menor na drenagem urbana aumentado no intermediário e maior no controle (Figura 6).

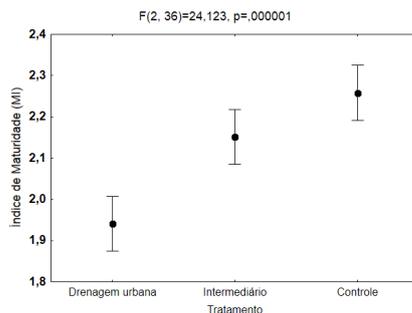


Figura 6 - Valores médios (± intervalo de confiança de 95%) obtidos através da análise de variância unifatorial (ANOVA) para o índice de maturidade nos locais drenagem urbana, intermediário e controle.

### Estrutura da fauna - Macrofauna

A macrofauna foi composta por 8.842 indivíduos pertencentes a 8 táxons. O poliqueta *Laeonereis culveri* foi a espécie com maior abundância no local drenagem urbana, representando 58% dos organismos. Indivíduos da espécie *Laeonereis culveri* e da classe Ostracoda foram os mais abundantes no local intermediário com média de 54% e 22,3% das amostras, respectivamente. Já o tanaidáceo *Monokalliapseudes schubarti* teve uma média de 44,5% sendo o mais abundante no controle. O restante das espécies identificadas (o isópoda *Tholozodium rhombofrontalis*, o pelecípoda *Tagelus plebeius* e anfípodas da família Talitridade) não apresentaram diferenças significativas ( $p > 0,05$ ) em suas densidades entre os locais amostrados.

Os resultados da análise permutacional univariada (PERMANOVA) (Tabela 1) mostraram que no local drenagem urbana, os descritores da estrutura da macrofauna, riqueza (S), densidade (N) e diversidade ( $H'$  e ES51) foram significativamente menores. Por outro lado, o maior número de espécie foi encontrado no local controle seguido de intermediário e drenagem urbana. No local intermediário foi encontrado o maior número de indivíduos, com média aproximada a 350 ind./0,008 m<sup>2</sup> de toda a fauna coletada. Para os valores de riqueza (S) ( $p = 0,001$ ) e densidade (N) (0,011) os locais drenagem urbana e controle foram os mais distintos ( $p = 0,001$ ). Para diversidade ( $H'$  e ES51) intermediário e controle foram os mais próximos ( $p = 0,318$ ).

Tabela 1 - Resultados da análise permutacional univariada (PERMANOVA) utilizando distância Euclidiana para avaliar diferença entre os descritores da estrutura da macrofauna, riqueza, densidade e diversidade, entre os locais drenagem urbana, intermediário e controle.

	df	SS	MS	F	P(MC)
<b>Riqueza Macrofauna</b>	2	53,377	26,688	10,883	0,02
	t	P(perm)	P(MC)		
Drenagem Urbana, Intermediário	3,3125	0,004	0,003		
Drenagem Urbana, Controle	4,3437	0,001	0,001		
Intermediário, Controle	1,2252	0,246	0,244		
<b>Densidade Macrofauna</b>	df	SS	MS	F	P(MC)
	2	8632,1	4316	4,3448	0,022
	t	P(perm)	P(MC)		
Drenagem Urbana, Intermediário	1,7619	0,174	0,078		
Drenagem Urbana, Controle	2,6112	0,055	0,011		
Intermediário, Controle	1,034	0,5	0,315		
<b>Diversidade (ES51) Macrofauna</b>	df	SS	MS	F	P(MC)
	2	51,704	25,852	17,408	0,001
	t	P(perm)	P(MC)		
Drenagem Urbana, Intermediário	4,3391	0,001	0,001		
Drenagem Urbana, Controle	5,7896	0,001	0,001		
Intermediário, Controle	1,3818	0,178	0,168		
<b>Diversidade (H') Macrofauna</b>	df	SS	MS	F	P(MC)
	2	4,735	2,3675	23,632	0,001
	t	P(perm)	P(MC)		
Drenagem Urbana, Intermediário	5,5491	0,001	0,001		
Drenagem Urbana, Controle	7,074	0,001	0,001		
Intermediário, Controle	0,98301	0,332	0,318		

O resultado da análise de ordenação dos dados derivados dos descritores de fauna (riqueza, densidade e diversidade de macrofauna e meiofauna) em conjunto com dados de microfítobentos, coliformes fecais, sedimento, salinidade, temperatura e pH das amostras, mostrou uma nítida distinção entre os locais drenagem urbana, intermediário e controle (Figura 7).

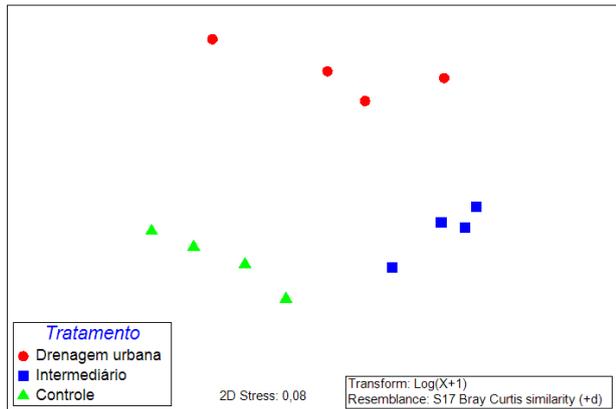


Figura 7 - Análise de proximidade (MDS) para os dados derivados da macro - e meiofauna, microfítobentos, coliformes fecais, variáveis abióticas e sedimento.

A análise dos percentuais de contribuição dos táxons na similaridade entre os tratamentos (SIMPER) evidenciou para macrofauna, o domínio de *Laeonereis culveri* como a espécie que melhor discriminou as amostras tomadas nos locais drenagem urbana e intermediário. Já *Monokallipseudes schubarti* foi o organismo que melhor distinguiu as amostras dos controles.

Para meiofauna, os resultados das análises SIMPER, mostraram que a abundância, riqueza (nº de gêneros) e presença do gênero *Leptolaimus* são os fatores que diferenciam os locais drenagem urbana, intermediário e controle. O tratamento drenagem urbana foi caracterizado pela baixa abundância de espécies, menor riqueza e presença/dominância do gênero *Leptolaimus*. Já o ponto controle foi caracterizado pela abundância e riqueza das espécies, pela baixa presença do gênero *Leptolaimus*, e, no entanto, maior presença do gênero *Anoplostoma*.

## DISCUSSÃO

Os resultados deste estudo apontam uma transformação direta na biodiversidade bêntica em decorrência do lançamento de drenagem urbana. Por outro lado, variáveis ambientais como temperatura, salinidade, pH, teor de matéria orgânica, quantidade de sedimentos finos não apresentaram diferenças significativas com o incremento de conteúdo da drenagem.

Com o despejo do coquetel de substâncias orgânicas e inorgânicas era esperado algumas alterações em variáveis ambientais. O teor de matéria orgânica, poderia sofrer uma elevação, assim como a temperatura que poderia aumentar em função da menor diluição da drenagem. Outra mudança seria na quantidade de finos do sedimento, com os materiais carregados das ruas pela drenagem, era esperado um aumento considerável.

Asalinidade também não diferiu significativamente entre áreas controle e áreas afetadas pela drenagem urbana. A Lagoa Santo Antônio possui salinidade altamente variável (0 a 35) (Valgas, 2009), assim como outras lagunas, que possuem alta amplitude de variação salina. Apesar disso, era esperado uma diminuição devido a quantidade de esgotos domésticos e outras substâncias que diminuiriam a salinidade do local.

Nos locais afetados pela drenagem urbana, os valores para coliformes fecais ultrapassaram o padrão de qualidade de água estipulado pela legislação nacional (Resolução CONAMA nº 357). Os níveis de coliformes fecais chegaram a atingir 240 mil NMP por 100 mililitros em um dos pontos, onde o limite permitido era 2500 coliformes fecais por 100 mililitros. Dessa forma, era esperado que esse ambiente aparentemente degradado fosse distinto daquele chamado de controle e que não possuía influência direta com a drenagem. Então qual seria a razão para a ausência destes sinais de contaminação em diversos parâmetros?

Algumas hipóteses podem ser levantadas. Uma primeira é que as alterações originadas pelos dutos de drenagem urbana funcionem principalmente através de pulsos de contaminação ou pulsos de lançamento agudo de poluentes. Isso ocorreria durante ou após chuvas que carregam os materiais das áreas urbanizadas drenadas para o estuário. Uma vez que as amostragens sempre ocorrem em períodos não chuvosos, certos parâmetros mensurados, como salinidade ou finos, não seriam afetados neste período. Este tipo de resposta já foi observada em outros estudos de longo prazo, como por exemplo, May (2011). Uma segunda hipótese refere-se à enorme variabilidade exibida pelos próprios estuários no que diz respeito a suas características químicas e físicas que determinam igual resistência e resiliência (Townsend et al., 2006; Kennish & Paerl, 2010).

Outro fator importante que precisa ser levado em consideração, envolve o desconhecimento da real composição da matéria orgânica analisada neste estudo. O incremento da matéria orgânica através do lançamento de drenagem urbana não alterou a matéria orgânica natural do estuário. A matéria orgânica composta por organismos vivos, seus produtos de excreção e restos em decomposição pode ser ainda

caracterizada como particulada (MOP) ou dissolvida (MOD) (Lombardi, 1995; Gusso, 2008). A análise realizada neste estudo calculou o valor da matéria orgânica particulada. A matéria orgânica lançada no estuário através da drenagem urbana representa a matéria orgânica dissolvida, visto que o produto final que chega através das canaletas é basicamente água e dejetos diluídos. Fato este que pode não agravar o enriquecimento da matéria orgânica natural do estuário.

Se para as variáveis abióticas a drenagem urbana não ocasionou transformações significativas, o mesmo não aconteceu com a fauna e flora dos locais amostrados.

Os valores de biomassa de microfítobentos e feopigmentos foram significativamente menores nas áreas sob a influência da drenagem urbana do que nas áreas controle. Usualmente, o lançamento de drenagem urbana está associado a um incremento de biomassa (micro)algal, devido ao enriquecimento de nutrientes depositados (Torgan, 1989). No entanto, áreas de desembocadura de drenagem urbana lançam, além de contaminantes orgânicos, uma enorme variedade de outras substâncias que poderiam limitar ou reduzir o crescimento dessas algas no tratamento influenciado pela drenagem urbana, como mostrado por Sweeney (2004) e no presente estudo. A distribuição dessas microalgas é controlada pela disponibilidade de luz, salinidade e nutrientes (Seeliger et al., 1998; Catford et al., 2007). Águas de alta turbidez, seja por ressuspensão de modo natural ou com o lançamento de materiais, são responsáveis pela diminuição da atividade fotossintética. Neste estudo a transparência não foi estimada por se tratar de uma área entremarés. No entanto, os locais amostrados recebiam uma evidente quantidade de materiais lançados através das bocas de lobo e que permaneciam suspensos na coluna d'água durante a maré cheia. Possivelmente isso contribuiu para o decréscimo da produção microfítobêntica.

A diversidade da macrofauna foi visivelmente menor no tratamento drenagem urbana comparada aos locais intermediário e controle. No tratamento drenagem urbana, a descarga de contaminantes acontece de forma direta, causando perturbações mais drásticas aos organismos que ali habitam. Na medida em que vai se afastando como no caso do local intermediário, os contaminantes se diluem não afetando de forma expressiva a fauna bêntica. Dessa forma, locais com níveis intermediários de perturbação poderiam ser ambientes mais favoráveis ao desenvolvimento desses indivíduos. Essa hipótese já foi lançada em outro estudo que envolvia enriquecimento orgânico, onde os locais que apresentavam níveis intermediários de poluição foram as áreas com maior concentração de indivíduos e diversidade de espécies (Rizzo et al.,

2001; Warwick et al., 1990).

A riqueza da macrofauna foi maior nos locais pouco atingidos pela drenagem, como controle seguido de intermediário. *Laeonereis culveri* é um poliqueta de hábitos sedentários e escavador (Lana, 1986), que tolera alterações ambientais. Em experimentos de defaunação e recolonização realizados por Rosa Filho & Bemvenuti (1998) no estuário da Lagoa dos Patos, *L. culveri* mostrou ser uma espécie dominante, aproveitando-se do recrutamento para recolonizar as áreas defaunadas. Como mostram Rosa Filho & Bemvenuti (1998), a espécie pode apresentar características oportunistas. Este poliqueta foi a espécie mais encontrada no tratamento drenagem urbana, o que poderia explicar a escassez de outras espécies nesse local. O controle foi o local com maior número de espécies. Neste local, espécies sensíveis a perturbações ambientais e indicadoras de comunidades saudáveis (Pearson & Rosenberg, 1978; Clarke & Warwick, 2001) como *Monokalliapseudes schubarti* e *Tholozodium rhombofrontalis* foram encontradas.

Existe uma forte relação entre o microfítobentos e a macrofauna devido aos seus hábitos alimentares. Essa relação pode ser observada com o gastrópode *Heleobia australis*. Nos locais com maior biomassa de microfítobentos, foi observado abundância desse indivíduo. De acordo com estudos de dinâmica de populações e comportamento alimentar de *Heleobia australis*, foi evidenciado que esta espécie ingere preferencialmente diatomáceas epifíticas e microalgas bênticas (Fenchel et al., 1975). Isso portanto, poderia explicar a alta densidade da macrofauna no controle.

Nos locais mais atingidos pela drenagem urbana, *Laeonereis culveri* foi o organismo que apresentou maior abundância. Este poliqueta apresenta comportamento oportunista, beneficiando-se do aumento da quantidade de sedimentos finos e de alimento disponível no sedimento, dominando áreas sujeitas a distúrbios moderados, o mesmo foi descrito por Angonesi (2005). Por outro lado o gastropoda *Heleobia australis*, que se alimenta sobre a superfície do sedimento (Angonesi, 2005; Bemvenuti, 1998) foi encontrado em grande quantidade no controle.

Sem dúvida o principal indicador de qualidade de ambiente deste estudo são os organismos meiofaunais. Os descritores da meiofauna demonstraram diferenças significativas entre os tratamentos drenagem urbana, intermediário e controle. De modo geral, a densidade de meiofauna foi fortemente influenciada pela dominância de Nematoda. Para Nematoda, os valores de riqueza e diversidade foram negativamente alterados pela drenagem urbana. Por outro lado, a densidade não foi afetada, porque embora a fauna possua a mesma quantidade de organismos em locais afetados ou não, houve dominância de organismos

oportunistas nos locais afetados pela drenagem.

Níveis intermediários de perturbação mostraram-se ideais também para meiofauna, especificamente para Nematoda, onde riqueza, densidade e diversidade apresentaram-se favoravelmente superiores nesses locais, fato esse já observado em outro trabalho de Austen e Widdicombe (2006). Reforçando a hipótese de que perturbações intermediárias ocasionariam uma quantidade intermediária de nutrientes, maximizando sua produtividade.

Os Nematoda, além de mais abundantes, foram também os organismos mais frequentes, ocorrendo em todas as amostras analisadas. No total foram quase 70% dos indivíduos coletados, este domínio está dentro dos padrões já anteriormente observados por Meurer (2010) e relatado por Balsamo (et al., 2012), inclusive para ambientes lodosos e estuarinos (Fonseca & Netto, 2006).

Nematoda são organismos sensíveis às perturbações ambientais provenientes de ações antrópicas (Bongers & Ferris, 1999). No presente estudo, os Nematoda colonizadores persistentes cp-2 foram dominantes em todos os tratamentos. Além disso, os indivíduos cp-1 ocorreram apenas em áreas com influência de drenagem urbana e cp-4 apenas em áreas controles. Os Nematoda colonizadores persistentes cp-1 e cp-2 são considerados colonizadores extremos. Indivíduos cp-4 são sensíveis ao stress (Bongers, Alkemade & Yeates, 1991). Bongers & Ferris (1999) relatou que espécies de Nematoda oportunistas aumentam mais rapidamente do que espécies colonizadoras persistentes em resposta ao aumento de atividades microbiana causada pelo enriquecimento da matéria orgânica.

De todos os indivíduos coletados, o gênero mais abundante foi *Leptolaimus*. Este gênero é característico de ambientes estuarinos como o local de estudo (Platt & Warwick, 1988). Além disso, trata-se de um organismo oportunista que em situações de extrema perturbação se beneficia dominando a fauna local. O gênero *Leptolaimus*, organismo mais abundante em áreas com influência de drenagem urbana são considerados cp-2. Bongers, Alkemade e Yeates (1991) relataram que estes organismos foram dominantes em ambientes de água salobra poluídas. De acordo com Lamshead (1986), o gênero *Leptolaimus* pode suportar ambientes de extrema poluição.

Bongers, Alkemade e Yeates (1991) sugerem que o índice de maturidade diminui em consequência da poluição (resíduos de esgoto, petróleo, metais pesados), mas aumenta durante o processo de colonização. No presente trabalho, houve um decréscimo do índice de maturidade em locais onde havia influência da drenagem urbana indicando o predomínio de indivíduos oportunistas. Resultado este

que foi semelhante ao demonstrado por Boaventura (2006) em outro estudo envolvendo praias arenosas urbanizadas.

Em síntese, este estudo mostrou que a perturbação ocasionada por drenagem urbana altera profundamente a estrutura de associações bênticas. Diminui a biomassa microalgal, reduz a complexidade da macrofauna e meiofauna, diminuindo o número de espécies, a diversidade trófica e a biomassa. Embora as variáveis ambientais não tenham sido claramente alteradas com a descarga de efluentes de drenagem urbana, é possível que mensurações mais precisas e periódicas ou sazonais venham a detectar alterações. Por outro lado, a flora representada pelas microalgas bênticas e a fauna representada pela macrofauna e meiofauna demonstraram excelentes indicadores de qualidade de ambiente, apontando dessa forma uma estratégia para futuras investigações de estresses ocasionados pelo homem.

## REFERÊNCIAS

- Angonesi, L. G. 2005. Dinâmica De Curto Prazo da Macrofauna Bentônica Em Uma Enseada Estuarina Da Lagoa Dos Patos: Efeitos Antropicos e Mecanismo de Persistencia e Resiliencia. 2005. 163 f. Tese (Doutorado) Fundacao Universidade Federal Do Rio Grande. Rio Grande.
- Austen, M. C.; Widdicombe, S. 2006. Comparison of the response of meio- and macrobenthos to disturbance and organic enrichment. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, p. 96–104.
- Balsamo, M.; Semprucci, F.; Frontalini, F.; Coccioni, R. 2012. Meiofauna as a Tool for Marine Ecosystem Biomonitoring. *Marine Ecosystems*, Dr. Antonio Cruzado.
- Bemvenuti, C. E., 1998. Invertebrados Bentônicos, In: Seeliger, U.; Odebrecht, C. & Castello, J., (Ed). *Os Ecossistemas Costeiro e Marinho do Extremo Sul do Brasil*. Editora Ecoscientia, Rio Grande, P. 46-51.
- Boaventura, T. W. 2006. A influência da ocupação urbana sobre a estrutura e dinâmica da meiofauna em praias arenosas de Laguna, SC. 2006. 41 f. Monografia (Graduação em Ciências Biológicas)- Universidade do Sul de Santa Catarina, Tubarão.
- Bongers, T.; Alkemade, R.; Yeates, G. W. 1991. Interpretation of disturbance-induced maturity decrease in marine nematode assemblages by means of the Maturity Index. *Marine Ecology Progress Series*, vol. 76: 135-142.

- Bongers, T.; Ferris, H. 1999. Nematode community structure as a bioindicator in environmental monitoring. TREE vol. 14. Elsevier Science.
- Botter-Carvalho, M. L. 2007. Resposta da macrofauna benthica estuarina a distúrbios: experimentos de eutrofização e recolonização no canal de Santa Cruz – PE. 2007. Tese (Doutorado) - Universidade Federal de Pernambuco, Recife.
- Catford, J.A.; Walsh, C.J.; Beardall, J. 2007. Catchment urbanization increases benthic microalgal biomass in streams under controlled light conditions. Aquatic Sciences. 511-522.
- Clarke, K. R.; Warwick, R. M. 2001. Chances in marine communities: approach to statistical analysis and interpretation. 2. ed. Plymouth: NERC, 187 P.
- Dauer, D. M.; Rodi, Jr. A. J.; Ranasinghe, J.A. 1992. Effects of low dissolved oxygen events on the macrobenthos of the lower Chesapeake Bay. In: DAUER, D. M.; RODI, JR. A. J.; RANASINGHE, J.A. Estuaries. p. 384-391.
- Fenchel, T.; Kofoed, L. H.; Lappalainen, A. 1975. Particle size selection of deposit feeders: the amphipod *Corophium volutator* and prosobranch *Hydrobia ulvae*. Mar. Biol. 30: 119-128.
- Fonseca, G.; Netto, S.A. 2006. Shallow sublittoral benthic communities of the Laguna Estuarine System, South Brazil. Brazilian Journal of Oceanography, v 54, p. 156-165.
- Garrison, T. 2010. Fundamentos de Oceanografia. 4 ed. Cengage Learning.
- Gusso, P. K. 2008. Caracterização fluorimétrica da matéria orgânica dissolvida e sua relação autóctone/alóctone na Baía de Paranaguá. 2008. 93 f. Dissertação (Mestrado em Ecologia e Conservação)-Universidade Federal do Paraná, Curitiba.
- Kaiser, M.J., K.R. Clarke, H. Hinz, M.C.V. Austen, P.J. Somerfield and I. Karakakkis. 2006. Global analysis of response and recovery of benthic biota to fishing. Mar.Ecol.Prog.Ser.
- Kennish, M.J.; Paerl, H.W. 2010. Coastal Lagoons: Critical habitats of environmental change. Nova York: CRC Marine Science Series.
- Kjerfve, B. 1994. Coastal Lagoons Processes. Elsevier Oceanographic Series. Vol 60. Amsterdam.
- Lambhead, P. J. D. 1986. Sub-catastrophic sewage and industrial waste contamination as revealed by marine nematode faunal analysis. Mar. Ecol. Prog. Ser. 29: 247-260.
- Lana, P.c. 1986a Nephthyidae (Annelida: Polychaeta) do litoral do Estado do Paraná (Brasil). Nerítica Pontal do Sul. J (3): 79-89.
- Lombardi, A. T. 1995. Caracterização e complexação da matéria orgânica natural. 133 f. Tese (Doutorado em Química Ambiental) - Departamento de Química Analítica, Universidade Estadual de Campinas, Campinas.
- May, M. 2011. Who's Monitoring What Where? Developing the Central Valley Water Quality Monitoring Inventory. State of the Estuary Conference. São Francisco.
- Mclusky, D. S.; Elliot, M. 2004. The estuarine Ecosystem: ecology, threats and management. 3 ed. Oxford.
- Meurer, A. Z. 2010. Alteração da estrutura e composição da meiofauna estuarina em diferentes ciclos de maré no estuário do rio Itajaí-Açú – SC. 41 f. Dissertação (Mestrado em Ciência e Tecnologia Ambiental)-Universidade do Vale do Itajaí, Itajaí, 2010.
- Miranda, L. B.; Castro, B. M.; Kjerfve, B. 2002. Princípios de Oceanografia Física de Estuários. Edusp - Editora da Universidade de São Paulo. São Paulo.
- Neto, J. A. B.; Kersanach, M. W.; Patchneelam, S. M. 2008. Poluição Marinha. Editora Interciência. Rio de Janeiro.
- Netto, S.A. Pagliosa, R, P; Fonseca, A.L.O; Gallucci, F; Fonseca, G.F.C; Souza, R.S. 2007. Interação entre o microfítobentos, meiofauna e macrofauna. (Praia comprida, Santa Catarina). Brazilian Journal of Ecology: Ano 11 – nº ½.
- Pearson, T. H.; Rosenberg. 1978. Macrobenthic succession in relation to organic enrichment and pollution of the marine environment. Oceanogr. Mar. Biol. Ann. Rev.
- Platt, H. M. And Warwick, R. M. 1988. Freelifing marine nematodes. Part II. British chromadorids. Synopses of the British Fauna (New Series) No. 38, E. J. Brill/W. Backhuys, Leiden.
- Rosa-Filho, J.S. & CE. Bemvenuti. 1998. Caracterización de las comunidades macrobentónicas de fondos blandos en regiones estuarinas de Rio Grande do Sul (Brasil). Thalassas 14:43-56.
- Rizzo, Alexandra Elaine ; AMARAL, A. C. Z. 2001. Spatial distribution of annelids in the intertidal zone in São Sebastião Channel, Brazil.. Scientia Marina , Espanha, v. 65, n.4, p. 323-331.
- Seeliger, U.; Odebrecht, C. ; Castello, J.P. 1998. Os Ecossistemas Costeiro e Marinho do Extremo Sul do Brasil. Rio Grande: Ecossocientia.
- Sweeney, A.; Sañudo-Wilhelmy, S.A. 2004. Dissolved metal contamination in the East River–Long Island sound system: potential biological effects. Marine Pollution Bulletin, 663–670.
- Torgan, L.C. 1989. Floração de Algas: composição, causa e conseqüências. Insula, Florianópolis.
- Townsend, C.R.; Begon, M.; Harper, J.L. 2006. Fundamentos em Ecologia. 2ª ed. São Paulo: Artmed.

Felix, G., et al. (2015). Associações bênticas e drenagem urbana.

Valgas, I. S. 2009. As marismas de *Spartina alterniflora* e os taboas de *Typha domingensis* do sistema estuarino de Laguna (Santa Catarina, Brasil): Distribuição espacial, estrutura e macrofauna associada. Dissertação, UFPR, Pontal do Sul.

Warwick, M. R.; Platt, M. H.; Clarke, K. R.; Agard, J.; Gobin, J. 1990. Analysis of macrobenthic and meiobenthic community structure in relation to pollution and disturbance 34 in Hamilton Harbour, Bermuda. *J. Exp. Mar. Biol. Ecol.*, vol. 138, pp. 119-142, Elsevier Science Publishers B.V.

Submetido: Novembro/2014

Revisado: Outubro/2015

Aceito: Novembro/2015