

Atividade de Produção e Escoamento de Gás Natural e Condensado no Campo de Mexilhão

**RTAA - Relatório Técnico de Avaliação Ambiental
17ª Campanha – Fase de Operação**

Volume Único

RTAA_PMPR_MXL_C17_OCE_13092024-03

Revisão 00

Janeiro/2025



E&P

**CONTROLE DE REVISÕES –
RTAA_PMPR_MXL_C17_OCE_13092024-03**

VERSÃO	DESCRIÇÃO
00	Documento Original
01	Documento revisado de acordo com arquivos “RTAA_PMPR_MXL_C17_OCE_13092024-00_RevBs” e “RTAA_PMPR_MXL_C17_OCE_13092024-00_RevBs2”.
02	Documento revisado de acordo com arquivo “RTAA_PMPR_MXL_C17_OCE_13092024-01_revBS”.
03	Documento revisado de acordo com arquivo “RTAA_PMPR_MXL_C17_OCE_13092024-02_revBS”.

	REV. 00				Ver. 04	Ver. 05	Ver. 06
	Original	Ver. 01	Ver. 02	Ver. 03			
Data	13/09/2024	22/11/2024	10/01/2025	21/01/2025			
Elaboração	Caroline/Nara	Juliana/Adriana/ Caroline	Juliana/Adriana	Juliana/Adriana			
Verificação	Roberta	Roberta/Daiana	Roberta/Daiana	Roberta			
Aprovação	Silvia	Silvia	Silvia	Silvia			

ÍNDICE GERAL

I - INTRODUÇÃO	23/3907
II - OBJETIVOS	26/3907
II.1 - OBJETIVOS ESPECÍFICOS	26/3907
III - ÁREA DE ESTUDO	27/3907
III.1 - BACIA DE SANTOS – CAMPO DE MEXILHÃO	27/3907
IV - MATERIAL E MÉTODOS	37/3907
IV.1 - ATIVIDADES DE CAMPO	37/3907
IV.1.1 -Qualidade da Água.....	39/3907
IV.1.2 -Qualidade do Sedimento e Macrofauna Bentônica	46/3907
IV.2 - ATIVIDADES DE LABORATÓRIO	52/3907
IV.3 - TRATAMENTO DOS DADOS	62/3907
IV.3.1 -Qualidade da Água.....	63/3907
IV.3.2 -Qualidade do Sedimento	64/3907
IV.3.3 -Macrofauna Bentônica.....	66/3907
IV.4 - ANÁLISES ESTATÍSTICAS	70/3907
IV.4.1 -Qualidade da Água e do Sedimento.....	70/3907
IV.4.2 -Macrofauna Bentônica.....	73/3907
IV.4.3 -Análise Integrada.....	75/3907
V - RESULTADOS E DISCUSSÃO	101/3907

V.1 - QUALIDADE DA ÁGUA	101/3907
V.1.1 - Temperatura e Salinidade.....	101/3907
V.1.2 - Oxigênio Dissolvido (OD).....	119/3907
V.1.3 - Potencial Hidrogeniônico (pH).....	128/3907
V.1.4 - Nutrientes (Nitrogênio Amoniacal, Nitrito, Nitrato e Fósforo Total)	133/3907
V.1.5 - Material Particulado em Suspensão (MPS)	146/3907
V.1.6 - Fenóis	150/3907
V.1.7 - Hidrocarbonetos.....	150/3907
 V.2 - QUALIDADE DE SEDIMENTO	152/3907
V.2.1 - Granulometria	152/3907
V.2.2 - Teor de Carbonatos	157/3907
V.2.3 - Carbono Orgânico Total (COT)	159/3907
V.2.4 - Nitrogênio Total (NTot).....	160/3907
V.2.5 - Razão C/N.....	162/3907
V.2.6 - Metais biodisponíveis.....	164/3907
V.2.7 - Hidrocarbonetos.....	212/3907
 V.3 - MACROFAUNA BENTÔNICA.....	217/3907
V.3.1 - Avaliação do Esforço Amostral	217/3907
V.3.2 - Análise Qualitativa	219/3907
V.3.3 - Análise Quantitativa	222/3907
 VI - ANÁLISE INTEGRADA	244/3907
VI.1 - AMBIENTE PELÁGICO	244/3907
 VI.2 - AMBIENTE BENTÔNICO	249/3907
 VII - CONSIDERAÇÕES FINAIS	257/3907
 VIII - BIBLIOGRAFIA	261/3907

IX - EQUIPE TÉCNICA 291/3907

X - ANEXOS..... 295/3907

FIGURAS

FIGURAS	PAG.
Figura III-1 – Localização da plataforma e gasoduto de Mexilhão e das estações do Projeto de Caracterização Regional da Bacia de Santos – PCR-BS utilizadas como referência.	32/3907
Figura III-2 – Volume de água produzida descartada pela PMXL-1, de 2011 a 2023.	34/3907
Figura III-3 – Volume de efluente sanitário descartado pela PMXL-1, de 2011 a 2023.	35/3907
Figura III-4 – Volume de efluente oleoso descartado pela PMXL-1, de 2012 a 2023.	35/3907
Figura IV-1 – Embarcação RV <i>Ocean Stalwart</i> utilizada durante a campanha	37/3907
Figura IV-2 – Mapa da malha amostral para coleta de água na 17ª campanha de Monitoramento Ambiental da Atividade de Produção e Escoamento de Gás Natural e Condensado do Campo de Mexilhão.	34/3907
Figura IV-3 – Equipamentos e processos envolvidos na coleta, medições in situ e armazenamento das amostras de água da campanha PMPR_MXL_C17.	35/3907
Figura IV-4 – Mapa da malha amostral para coleta de sedimento na 17ª campanha de Monitoramento Ambiental da Atividade de Produção e Escoamento de Gás Natural e Condensado do Campo de Mexilhão.	35/3907
Figura IV-5 – Equipamento e processos envolvidos na coleta e armazenamento das amostras de sedimento na campanha PMPR_MXL_C17.	51/3907
Figura VI-1 – Perfil de temperatura (°C) ao longo da coluna d'água nas estações amostradas durante a campanha PMPR_MXL_C17 com os limites máximo e mínimo da Resolução CONAMA 357/2005 em linha pontilhada.	102/3907
Figura VI-2 – Variações diárias de temperatura nos estratos de amostragem de água da campanha PMPR_MXL_C17. SUP = superfície; ACTC = acima da termoclina; TC = termoclina; ABTC = abaixo da termoclina. Traço em preto representa linha de tendência.	103/3907
Figura VI-3 – Temperatura (°C) nas estações de amostragem de água da campanha PMPR_MXL_C17. Letras iguais denotam ausência de diferenças significativas segundo (teste de <i>Dunn</i> , $p > 0,05$).	106/3907

Figura VI-4 – Temperaturas (°C) registradas nos estratos de amostragem de água da campanha PMPR_MXL_C17. Letras iguais denotam ausência de diferenças significativas (teste de Dunn, $p > 0,05$). SUP = superfície; ACTC = acima da termoclina; TC = termoclina; ABTC = abaixo da termoclina.	107/3907
Figura VI-5 – Temperaturas (°C) registradas nas campanhas de monitoramento ambiental da PMXL-1. Letras iguais denotam ausência de diferenças significativas (teste de Dunn, p -ajustado $> 0,05$).	109/3907
Figura VI-6 – Temperaturas (°C) registradas nas estações de amostragem de água ao longo das campanhas de monitoramento ambiental da PMXL-1. Letras iguais denotam ausência de diferenças significativas (teste de Dunn, p -ajustado $> 0,05$).	110/3907
Figura VI-7 – Temperaturas (°C) registradas nos estratos de amostragem de água ao longo das campanhas de monitoramento ambiental da PMXL-1. Letras iguais denotam ausência de diferenças significativas (teste de Dunn, p -ajustado $> 0,05$). SUP = superfície; ACTC = acima da termoclina; TC = termoclina; ABTC = abaixo da termoclina.	111/3907
Figura VI-8 – Perfil de salinidade ao longo da coluna d'água nas estações amostradas durante a campanha PMPR_MXL_C17 com os limites máximo e mínimo da CCME (1999) em linha pontilhada.	112/3907
Figura VI-9 – Salinidades registradas nos estratos de amostragem de água da campanha PMPR_MXL_C17. Letras iguais denotam ausência de diferenças significativas (teste de Dunn, $p > 0,05$). SUP = superfície; ACTC = acima da termoclina; TC = termoclina; ABTC = abaixo da termoclina.	115/3907
Figura VI-10 – Salinidades registradas nas campanhas de monitoramento ambiental da PMXL-1. Letras iguais denotam ausência de diferenças significativas (teste de Dunn, p -ajustado $> 0,05$).	117/3907
Figura VI-11 – Diagrama de Temperatura-Salinidade (T-S) elaborado com base nos registros de temperatura e salinidade obtidos da campanha PMPR_MXL_C17.	118/3907
Figura VI-12 – Perfis de oxigênio dissolvido (mg/L) medidos através do método <i>Winkler</i> nas amostras das estações amostradas da campanha PMPR_MXL_C17.	120/3907
Figura VI-13 – Perfis de oxigênio dissolvido (mg/L) medidos através do CTD nas amostras das estações amostradas da campanha PMPR_MXL_C17.	121/3907

Figura VI-14 – Concentrações de oxigênio dissolvido (mg/L) registradas nas estações de amostragem de água da campanha PMPR_MXL_C17. Letras iguais denotam ausência de diferenças significativas (teste de <i>Dunn</i> , $p > 0,05$	125/3907
Figura VI-15 – Concentrações de oxigênio dissolvido (mg/L) registradas nas estações de amostragem ao longo das campanhas de monitoramento ambiental da PMXL-1. Letras iguais denotam ausência de diferenças significativas (teste de <i>Dunn</i> , p -ajustado $> 0,05$).	126/3907
Figura VI-16 – Concentrações de oxigênio dissolvido (mg/L) registradas nas campanhas de monitoramento ambiental da PMXL-1. Letras iguais denotam ausência de diferenças significativas (teste de <i>Dunn</i> , p -ajustado $> 0,05$).	127/3907
Figura VI-17 – Valores de pH registrados nas estações de amostragem de água da campanha PMPR_MXL_C17. Letras iguais denotam ausência de diferenças significativas (teste de <i>Dunn</i> , $p > 0,05$).	130/3907
Figura VI-18 – pH registrado nas campanhas de monitoramento ambiental da PMXL-1. Letras iguais denotam ausência de diferenças significativas (teste de <i>Dunn</i> , p -ajustado $> 0,05$).	132/3907
Figura VI-19 – Perfil de nitrogênio amoniacal (mg/L) ao longo da coluna d'água nas estações amostradas durante a campanha PMPR_MXL_C17.	133/3907
Figura VI-20 – Concentrações de nitrogênio amoniacal (mg/L) registradas nas estações de amostragem de água da campanha PMPR_MXL_C17. Letras iguais denotam ausência de diferenças significativas (teste de <i>Dunn</i> , $p > 0,05$).	136/3907
Figura VI-21 – Concentrações de nitrogênio amoniacal (mg/L) registradas nas estações de amostragem ao longo das campanhas de monitoramento ambiental da PMXL-1. Letras iguais denotam ausência de diferenças significativas	138/3907
Figura VI-22 – Concentrações de nitrito (mg/L) registradas nas campanhas de monitoramento ambiental da PMXL-1. Letras iguais denotam ausência de diferenças significativas (teste de <i>Dunn</i> , p -ajustado $> 0,05$).	141/3907
Figura VI-23 – Concentrações de nitrato (mg/L) registradas nas estações de amostragem de água da campanha PMPR_MXL_C17. Letras iguais denotam ausência de diferenças significativas (teste de <i>Dunn</i> , $p > 0,05$).	144/3907

Figura VI-24 – Concentrações de nitrato (mg/L) registradas nas campanhas de monitoramento ambiental da PMXL-1. Letras iguais denotam ausência de diferenças significativas	145/3907
Figura VI-25 – Concentrações de Material Particulado em Suspensão (mg/L) registradas nas estações de amostragem ao longo das campanhas de monitoramento ambiental da PMXL-1. Letras iguais denotam ausência de diferenças significativas (teste de <i>Dunn</i> , p -ajustado > 0,05).	149/3907
Figura VI-26 – Concentrações de alumínio (mg/kg) registradas nas estações de amostragem de sedimento da campanha PMPR_MXL_C17. Letras iguais denotam ausência de diferenças significativas (teste de <i>Dunn</i> , p > 0,05).	167/3907
Figura VI-27 – Concentrações de alumínio (mg/kg) registradas nas campanhas de monitoramento ambiental da PMXL-1. Letras iguais denotam ausência de diferenças significativas (teste de <i>Dunn</i> , p -ajustado > 0,05).	169/3907
Figura VI-28 – Concentrações de arsênio (mg/kg) registradas nas estações de amostragem de sedimento da campanha PMPR_MXL_C17. Letras iguais denotam ausência de diferenças significativas (<i>Tukey</i> HSD > 0,05).	172/3907
Figura VI-29 – Concentrações de arsênio (mg/kg) registradas nas estações de amostragem de sedimento ao longo das campanhas de monitoramento da PMXL-1. Letras iguais denotam ausência de diferenças significativas (teste de <i>Dunn</i> , p -ajustado > 0,05).	173/3907
Figura VI-30 – Concentrações de bário (mg/kg) registradas nas estações de amostragem de sedimento da campanha PMPR_MXL_C17. Letras iguais denotam ausência de diferenças significativas (teste de <i>Dunn</i> , p > 0,05).	175/3907
Figura VI-31 – Concentrações de cádmio (mg/kg) registradas nas campanhas de monitoramento ambiental da PMXL-1. Letras iguais denotam ausência de diferenças significativas (teste de <i>Dunn</i> , p -ajustado > 0,05).	178/3907
Figura VI-32 – Concentrações de chumbo (mg/kg) registradas nas estações de amostragem de sedimento da campanha PMPR_MXL_C17. Letras iguais denotam ausência de diferenças significativas (teste de <i>Dunn</i> , p > 0,05).	180/3907
Figura VI-33 – Concentrações de chumbo (mg/kg) registradas nas campanhas de monitoramento ambiental da PMXL-1. Letras iguais denotam ausência de diferenças significativas (teste de <i>Dunn</i> , p -ajustado > 0,05).	182/3907

Figura VI-34 – Concentrações de cobre (mg/kg) registradas nas estações de amostragem de sedimento da campanha PMPR_MXL_C17. Letras iguais denotam ausência de diferenças significativas (teste de <i>Dunn</i> , $p > 0,05$).	184/3907
Figura VI-35 – Concentrações de cromo (mg/kg) registradas nas estações de amostragem de sedimento da campanha PMPR_MXL_C17. Letras iguais denotam ausência de diferenças significativas (teste de <i>Dunn</i> , $p > 0,05$).	186/3907
Figura VI-36 – Concentrações de cromo (mg/kg) registradas nas campanhas de monitoramento ambiental da PMXL-1. Letras iguais denotam ausência de diferenças significativas (teste de <i>Dunn</i> , p -ajustado $> 0,05$).	188/3907
Figura VI-37 – Concentrações de ferro (mg/kg) registradas nas estações de amostragem de sedimento da campanha PMPR_MXL_C17. Letras iguais denotam ausência de diferenças significativas (teste de <i>Dunn</i> , $p > 0,05$).	190/3907
Figura VI-38 – Concentrações de ferro (mg/kg) registradas nas campanhas de monitoramento ambiental da PMXL-1. Letras iguais denotam ausência de diferenças significativas (teste de <i>Dunn</i> , p -ajustado $> 0,05$).	192/3907
Figura VI-39 – Concentrações de manganês (mg/kg) registradas nas estações de amostragem de sedimento da campanha PMPR_MXL_C17. Letras iguais denotam ausência de diferenças significativas (teste de <i>Dunn</i> , $p > 0,05$).	194/3907
Figura VI-40 – Concentrações de manganês (mg/kg) registradas nas campanhas de monitoramento ambiental da PMXL-1. Letras iguais denotam ausência de diferenças significativas (teste de <i>Dunn</i> , p -ajustado $> 0,05$).	196/3907
Figura VI-41 – Inverso das concentrações de níquel registradas nas estações de amostragem de sedimento da campanha PMPR_MXL_C17. Letras iguais denotam ausência de diferenças significativas (<i>Tukey</i> HSD, $p > 0,05$).	198/3907
Figura VI-42 – Concentrações de níquel (mg/kg) registradas nas campanhas de monitoramento ambiental da PMXL-1. Letras iguais denotam ausência de diferenças significativas (teste de <i>Dunn</i> , p -ajustado $> 0,05$).	200/3907
Figura VI-43 – Concentrações de níquel (mg/kg) registradas nas estações de amostragem de sedimento da PMXL-1. Letras iguais denotam ausência de diferenças significativas (teste de <i>Dunn</i> , p -ajustado $> 0,05$).	201/3907

Figura VI-44 – Concentrações de vanádio (mg/kg) registradas nas estações de amostragem de sedimento da campanha PMPR_MXL_C17. Letras iguais denotam ausência de diferenças significativas (teste de <i>Dunn</i> , $p > 0,05$).	204/3907
Figura VI-45 – Concentrações de vanádio (mg/kg) registradas nas campanhas de monitoramento ambiental da PMXL-1. Letras iguais denotam ausência de diferenças significativas (teste de <i>Dunn</i> , p -ajustado $> 0,05$).	205/3907
Figura VI-46 – Concentrações de vanádio (mg/kg) registradas nas estações de amostragem de sedimento da PMXL-1. Letras iguais denotam ausência de diferenças significativas (teste de <i>Dunn</i> , p -ajustado $> 0,05$).	206/3907
Figura VI-47 – Concentrações de zinco (mg/kg) registradas nas estações de amostragem de sedimento da campanha PMPR_MXL_C17. Letras iguais denotam ausência de diferenças significativas (teste de <i>Dunn</i> , $p > 0,05$).	208/3907
Figura VI-48 – Concentrações de zinco (mg/kg) registradas nas campanhas de monitoramento ambiental da PMXL-1. Letras iguais denotam ausência de diferenças significativas (teste de <i>Dunn</i> , p -ajustado $> 0,05$).	210/3907
Figura VI-49 – Número cumulativo de táxons por amostras ao longo das campanhas de monitoramento ambiental realizadas durante a fase de operação da PMXL-1. As barras laranjas verticais representam o desvio padrão da riqueza estimada.	218/3907
Figura VI-50 – Riqueza relativa da macrofauna bentônica, por filo e estação amostral, obtidos da campanha PMPR_MXL_C17.	220/3907
Figura VI-51 – Valores de riqueza (nº de táxons) registrados nas estações de amostragem da campanha PMPR_MXL_C17. Letras iguais denotam ausência de diferenças significativas	225/3907
Figura VI-52 – Valores de riqueza (nº de táxons) registrados ao longo das campanhas de monitoramento ambiental da PMXL-1, na Baía de Santos. Letras iguais denotam ausência de diferenças significativas (<i>Tukey HSD</i> , $p > 0,05$).	227/3907
Figura VI-53 – Valores de riqueza (nº de táxons) registrados pelos laboratórios ao longo das campanhas de monitoramento ambiental da PMXL-1. Letras iguais denotam ausência de diferenças significativas (<i>Tukey HSD</i> , $p > 0,05$). LPDCA = Lógica Pesquisa, Desenvolvimento e Consultoria Ambiental S/S.; ASCEA = Astromar Serviços de Consultoria Empresarial e Ambiental Ltda; BIOAMB = Bioconsult Ambiental; CBEO = Centro de Biologia Experimental Oceanus.	231/3907

Figura VI-54 – Densidade relativa da macrofauna bentônica, por filo e estação amostral, obtidas da campanha PMPR_MXL_C17.	235/3907
Figura VI-55 – Valores de densidade (ind/m ²) registrados ao longo das campanhas de monitoramento ambiental da PMXL-1. Letras iguais denotam ausência de diferenças significativas (teste de <i>Dunn</i> , p -ajustado > 0,05).	238/3907
Figura VI-56 – Valores de diversidade (nats/ind) registrados nas estações de amostragem da campanha PMPR_MXL_C17. Letras iguais denotam ausência de diferenças significativas (<i>Tukey HSD</i> , p > 0,05).	243/3907
Figura VI-57 – Valores de diversidade (nats/ind) registrados ao longo das campanhas de monitoramento ambiental da PMXL-1. Letras iguais denotam ausência de diferenças significativas (teste de <i>Dunn</i> , p -ajustado > 0,05).	236/3907
Figura VI-58 – Valores de equitabilidade registrados nas estações de amostragem da campanha PMPR_MXL_C17. Letras iguais denotam ausência de diferenças significativas (teste de <i>Dunn</i> , p > 0,05).	238/3907
Figura VI-59 – Valores de equitabilidade registrados ao longo das campanhas de monitoramento ambiental da PMXL-1. Letras iguais denotam ausência de diferenças significativas (teste de <i>Dunn</i> , p -ajustado > 0,05).	239/3907
Figura VI-60 – Valores de equitabilidade registrados nas estações de amostragem de sedimento da PMXL-1. Letras iguais denotam ausência de diferenças significativas (teste de <i>Dunn</i> , p -ajustado > 0,05).	240/3907
Figura VI-61 – Dendrograma de agrupamento (<i>Cluster</i>) da macrofauna bentônica, por estação de coleta realizada da campanha PMPR_MXL_C17. UPGMA: <i>unweighted pair group method with arithmetic mean</i> .	243/3907
Figura VII-1 – Análise de Componentes Principais (ACP) com a relação entre as variáveis significativas e todas as amostras das estações de água coletadas da campanha PMPR_MXL_C17. Grupos indicados pelas elipses correspondem aos agrupamentos observados através dos resultados de temperatura.	245/3907
Figura VII-2 – Dendrograma de agrupamento (<i>Cluster</i>) do ambiente pelágico, por estação de coleta realizada da campanha PMPR_MXL_C17.	248/3907
Figura VII-3 – Representação da Análise de Componentes Principais (ACP) sobre as médias das variáveis químicas e índices ecológicos das estações coletadas da campanha PMPR_MXL_C17.	250/3907

Figura VII-4 – Dendrograma de agrupamento (<i>Cluster</i>) do ambiente bentônico referente aos parâmetros químicos e índices ecológicos, por estação de coleta realizada da campanha PMPR_MXL_C17.	252/3907
Figura VII-5 – Representação da Análise de Componentes Principais (ACP) sobre as medianas das variáveis granulométricas e índices ecológicos das estações coletadas da campanha PMPR_MXL_C17.	253/3907
Figura VII-6 – Dendrograma de agrupamento (<i>Cluster</i>) do ambiente do ambiente bentônico referente aos parâmetros granulométricos e índices ecológicos, por estação de coleta realizada da campanha PMPR_MXL_C17.	255/3907

TABELAS E QUADROS

TABELAS E QUADROS	PAG.
Tabela I-1 – Campanhas realizadas no âmbito do Programa de Monitoramento Ambiental da Plataforma de Mexilhão.	24/3907
Tabela IV-1 – Identificação dos brancos obtidos no âmbito da 17ª campanha do Programa de Monitoramento Ambiental da Plataforma de Mexilhão, para avaliação dos procedimentos de descontaminação da frascaria (BrF).	38/3907
Tabela IV-2 – Informações de referência para posicionamento e disposição final da malha amostral de água da 17ª campanha do Programa de Monitoramento Ambiental da Plataforma de Mexilhão.	42/3907
Tabela IV-3 – Procedimentos empregados para obtenção e conservação das amostras de água do mar da 17ª campanha do Programa de Monitoramento Ambiental da Plataforma de Mexilhão.	44/3907
Tabela IV-4 – Informações da malha amostral de sedimento e macrofauna bentônica executada no âmbito da 17ª campanha do Programa de Monitoramento Ambiental da Plataforma de Mexilhão.	47/3907
Tabela IV-5 – Procedimentos empregados para obtenção e conservação das amostras de sedimento da 17ª campanha do Programa de Monitoramento Ambiental da Plataforma de Mexilhão.	50/3907
Tabela IV-6 – Métodos analíticos utilizados com os respectivos procedimentos pré-tratamento adotados, limites de quantificação e detecção dos métodos com as incertezas de medição e os coeficientes das curvas de calibração, conforme os parâmetros analisados nas amostras de água da 17ª campanha do Programa de Monitoramento Ambiental da Plataforma de Mexilhão.	53/3907
Tabela IV-7 – Métodos analíticos utilizados com os respectivos procedimentos pré-tratamento adotados, limites de quantificação e detecção dos métodos com as incertezas de medição e os coeficientes das curvas de calibração, conforme os parâmetros analisados nas amostras de sedimento da 17ª campanha do Programa de Monitoramento Ambiental da Plataforma de Mexilhão.	57/3907
Tabela IV-8 – Classes granulométricas e respectivos tamanhos de grão, em ϕ e mm, considerados nas análises das amostras de sedimento da 17ª campanha do Programa de Monitoramento Ambiental da Plataforma de Mexilhão.	60/3907

Tabela IV-9 – Limites de densidade neutra definidos pelo PCR-BS para identificação das diferentes massas d'água da Bacia de Santos.	64/3907
Quadro IV-1 – Classificação do fator de enriquecimento (FE), conforme Aprile e Bouvy (2010) e Taylor (1964).	66/3907
Tabela IV-10 – Cálculos dos indicadores ecológicos empregados para os dados da biota monitorada nas amostras da 17ª campanha do Programa de Monitoramento Ambiental da Plataforma de Mexilhão.	67/3907
Quadro IV-2 – Classificação de frequência de ocorrência dos táxons segundo Matteucci & Colma (1982)	68/3907
Quadro IV-3 – Classificação da dominância relativa (SIMPSON, 1949).	68/3907
Tabela VI-1 – Resultados de temperatura (°C) obtidos nas amostras de água da campanha PMPR_MXL_C17	105/3907
Tabela VI-2 – Resultados de salinidade obtidos nas amostras de água da campanha PMPR_MXL_C17.	112/3907
Tabela VI-3 – Resultados de oxigênio dissolvido (mg/L) obtidos através do método <i>Winkler</i> nas amostras de água da campanha PMPR_MXL_C17. Em vermelho, resultados desenquadrados em relação aos limites estipulados para Águas Salinas Classe 1 pela Resolução CONAMA nº 357/2005, de 6,0 mg/L. Em laranja, resultados desenquadrados, porém situados no interior da zona de mistura definida pela Resolução CONAMA nº 393/2007.	123/3907
Tabela VI-4 – Resultados de pH obtidos nas amostras de água da campanha PMPR_MXL_C17.	129/3907
Tabela VI-5 – Resultados de nitrogênio amoniacal (mg/L) obtidos nas amostras de água da campanha PMPR_MXL_C17. Em laranja, resultados desenquadrados em relação aos limites estipulados para Águas Salinas Classe 1 pela Resolução CONAMA nº 357/2005, de 0,4 mg/L, porém situados no interior da zona de mistura definida pela Resolução CONAMA nº 393/2007.	134/3907
Tabela VI-6 – Resultados de nitrito (mg/L) obtidos nas amostras de água da campanha PMPR_MXL_C17.	139/3907
Tabela VI-7 – Resultados de nitrato (mg/L) obtidos nas amostras de água da campanha PMPR_MXL_C17.	143/3907
Tabela VI-8 – Resultados de material particulado em suspensão (mg/L) obtidos nas amostras de água da campanha PMPR_MXL_C17.	147/3907
Tabela VI-9 – Percentual médio de contribuição das classes granulométricas nas estações amostrais da campanha PMPR_MXL_C17.	153/3907

Tabela VI-10 – Resultados dos parâmetros e classificações granulométricas obtidos nas amostras de sedimento da campanha PMPR_MXL_C17. Em negrito, constam os valores extremos observados na distribuição dos resultados, com o valor máximo destacado em preto e o mínimo, em azul.	155/3907
Tabela VI-11 – Percentuais médios de carbonatos em diferentes estações amostrais da campanha PMPR_MXL_C17. Em negrito, constam os valores extremos observados na distribuição dos resultados, com o valor máximo destacado em preto e o mínimo, em azul.	158/3907
Tabela VI-12 – Percentuais médios de carbono orgânico total (COT) em (%) e mg/g em diferentes estações amostrais da campanha PMPR_MXL_C17. Em negrito, constam os valores extremos observados na distribuição dos resultados, com o valor máximo destacado em preto e o mínimo, em azul.	159/3907
Tabela VI-13 – Concentrações médias de nitrogênio total (mg/kg) em diferentes estações amostrais da campanha PMPR_MXL_C17. Em negrito, constam os valores extremos observados na distribuição dos resultados, com o valor máximo destacado em preto e o mínimo, em azul.	161/3907
Tabela VI-14 – Percentuais médios de carbono orgânico total e nitrogênio total, razão C/N molar (%) e origem da matéria orgânica em diferentes estações amostrais da campanha PMPR_MXL_C17.	163/3907
Tabela VI-15 – Resultados de parâmetro (unidade de medida), concentrações normalizadas pelas concentrações de alumínio e fatores de enriquecimento (FE) obtidos nas amostras de sedimento da campanha sigla da campanha. Em negrito, constam os valores extremos observados na distribuição dos resultados, com o valor máximo destacado em preto e o mínimo, em azul.	165/3907
Tabela VI-16 – Concentrações médias de hidrocarbonetos resolvidos de petróleo (µg/kg) em diferentes estações amostrais da campanha PMPR_MXL_C17.	214/3907
Tabela VI-17 – Concentrações médias de mistura complexa não resolvida (µg/kg) em diferentes estações amostrais da campanha PMPR_MXL_C17.	215/3907
Tabela VI-18 – Concentrações médias de mistura complexa não resolvida (µg/kg) e hidrocarbonetos resolvidos de petróleo (µg/kg), razão MCNR/HRP em diferentes estações amostrais da campanha PMPR_MXL_C17.	216/3907

Tabela VI-19 – Resultados de riqueza (nº de táxons), densidade (ind/m²), diversidade (nats/ind) e equitabilidade estimados no âmbito da campanha PMPR_MXL_C17 . Em negrito, constam os valores extremos observados na distribuição dos resultados, com o valor máximo destacado em preto e o mínimo em azul.				223/3907
Tabela VI-20 – Riqueza (número de táxons) pertencente às classes Malacostraca (crustáceo) e Polychaeta (poliqueta) e razão entre a riqueza de crustáceos e poliquetas obtidos da campanha PMPR_MXL_C17. Em negrito, constam os valores extremos observados na distribuição dos resultados, com o valor máximo destacado em preto e o mínimo, em azul.				230/3907
Estações	Média		DP	
MXL_1	0,27	±	0,02	
MXL_2	0,22	±	0,07	
MXL_3	0,29	±	0,06	
MXL_4	0,28	±	0,05	
MXL_9	0,27	±	0,12	
MXL_10	0,21	±	0,09	
MXL_11	0,30	±	0,12	
MXL_12	0,29	±	0,09	
MXL_13	0,18	±	0,02	
MXL_14	0,15	±	0,08	
MXL_15	0,19	±	0,10	
MXL_16	0,29	±	0,12	
MXL_CTRL_1	0,21	±	0,11	
MXL_CTRL_2	0,25	±	0,10	
MXL_CTRL_3	0,33	±	0,09	

ANEXOS

Anexo XI-1 – Resultados análises físico-químicas de água produzida descartada no âmbito do PMPR_MXL_C17
Anexo XI-2 – Valores diários do teor de óleos e graxas (TOG) no âmbito do PMPR_MXL_C17
Anexo XI-3 – Caracterização do efluente sanitário descartado no âmbito do PMPR_MXL_C17
Anexo XI-4 – Avaliação de qualidade das análises laboratoriais de PMPR_MXL_C17 – Matriz Água
Anexo XI-5 – Avaliação de qualidade das análises laboratoriais de PMPR_MXL_C17 – Matriz Sedimento
Anexo XI-6 – Carta de tombamento de material biológico
Anexo XI-7 – Instrumentos legais e valores de referência
Anexo XI-8 – Faixa de variação das bases comparativas empregadas na avaliação dos resultados da campanha PMPR_MXL_C17: PCR-BS e PMPR-MXL
Anexo XI-9 – Laudos Técnicos – Análises físico-químicas
Anexo XI-10 – Resultados das análises estatísticas no âmbito do PMPR_MXL_C17
Anexo XI-11 – Resultados de granulometria e índices ecológicos das campanhas de monitoramento ambiental da PMXL-1
Anexo XI-12 – Laudos Técnicos – Análises biológicas
Anexo XI-13 – Inventário taxonômico
Anexo XI-14 – Equipe técnica

I - INTRODUÇÃO

O Projeto de Monitoramento Ambiental da Qualidade da Água e Sedimento no Entorno da Plataforma de Mexilhão (PMA de Mexilhão, doravante chamado PMPR_MXL) visa acompanhar e avaliar a qualidade do meio no entorno da unidade, tendo em vista os impactos decorrentes da atividade. Assim, o projeto foi elaborado com base no Estudo de Impacto Ambiental (EIA) que subsidiou o licenciamento do empreendimento (Processo nº 02022.003014/2005-75), visando estabelecer medidas de controle para os impactos no meio físico e no meio biótico, a saber 'alterações na qualidade da água e do sedimento' e 'alterações na biota de comunidades pelágica e bentônica', decorrentes da presença da estrutura física da unidade e do descarte de água produzida e de efluentes (esgoto sanitário, águas pluviais e outros), sendo este o principal aspecto operacional das atividades de produção de óleo e gás capaz de gerar impactos.

A Tabela I-1 apresenta todas as campanhas de monitoramento já realizadas para a Plataforma de Mexilhão, excetuando-se as três primeiras campanhas, cujo escopo (malha amostral, parâmetros e escala temporal) focava em avaliar os impactos decorrentes da instalação da unidade, incluindo a plataforma e o duto de escoamento de gás. Assim, a 4ª campanha foi a primeira realizada em referência à fase de operação do empreendimento, ou seja, com escopo focado na avaliação dos impactos decorrentes dessa fase, tendo sido realizada ainda antes do início da operação, ocorrido três meses mais tarde, e servindo de marco para a construção da série de dados considerada nas comparações temporais dentre as campanhas realizadas anualmente ao longo do projeto.

Tabela I-1 – Campanhas realizadas no âmbito do Programa de Monitoramento Ambiental da Plataforma de Mexilhão.

UNIDADE MARÍTIMA	PROGRAMA	CAMPANHA*	PERÍODO DE AMOSTRAGEM
Plataforma de Mexilhão (PMXL-1) (operando desde 06/03/2011)	PMAEpro-BS	PMPR_MXL_C4**	06 a 14/12/2010
	PMAEpro-BS	PMPR_MXL_C5	04 a 09/11/2011
	PMAEpro-BS	PMPR_MXL_C6	21 a 28/12/2012
	PMAEpro-BS	PMPR_MXL_C7	20 a 23/01/2014; 18 a 19/02/2014
	PMAEpro-BS	PMPR_MXL_C8	15 a 17/01/2015; 02/02/2015
	PMAEpro-BS	PMPR_MXL_C9	31/10 a 03/11/2015; 10 a 11/11/2015
	PMAEpro-BS	PMPR_MXL_C10	25 a 27/11/2016; 30/11 a 01/12/2016
	PMAEpro-BS	PMPR_MXL_C11	06 a 09/12/2017
	PMAEpro-BS	PMPR_MXL_C12	18/10 a 03/12/2018
	PMAEpro-BS	PMPR_MXL_C13	02 a 14/01/2020
	PMAEpro-BS	PMPR_MXL_C14	23 a 26/11/2020; 04 a 08/12/2020 18 a 20/12/2020
	PMAEpro-BS	PMPR_MXL_C15	18/10 a 03/11/2021; 11 a 12/11/2021
	PMAEpro-BS	PMPR_MXL_C16	26/01 a 09/02/2023
	PMA_MXL***	PMPR_MXL_C17	05 a 22/11/2023

*São desconsideradas as campanhas PMPR_MXL_C1, PMPR_MXL_C2 e PMPR_MXL_C3, referentes à fase de instalação do empreendimento e com escopo distinto do executado durante a fase de operação, isto é, campanha PMPR_MXL_C4 em diante; ** PMPR_MXL_C4 inaugura o escopo do monitoramento da fase de operação, tendo sido realizada 3 meses antes do início da operação da plataforma; *** O Programa de Monitoramento Ambiental de Mexilhão (PMA_MXL), que inclui PMPR_MXL e PM500_MXL, foi proposto para adequar o escopo do monitoramento ambiental da atividade ao escopo vigente no âmbito do PROMAMBI-BS.

Este relatório descreve os procedimentos técnicos realizados em campo, as metodologias de coleta e de análises, assim como apresenta e discute os resultados obtidos durante a campanha PMPR_MXL_C17, sendo esta campanha a 14ª da fase de operação.

A campanha PMPR_MXL_C17 ocorreu entre os dias 05 e 22 de novembro de 2023, a bordo do navio *RV Ocean Stalwart* e consistiu na coleta de amostras de parâmetros físico-químicos das matrizes água e sedimento e parâmetros biológicos da macrofauna bentônica. Cabe destacar ainda que a atual campanha inaugura um novo escopo de monitoramento, com adequações em relação às campanhas anteriores que dizem respeito à malha amostral e aos parâmetros avaliados, adequações essas implementadas como forma de incrementar e enriquecer a investigação da qualidade ambiental e de padronizar o esforço do projeto com o recém aprovado Programa de Monitoramento Ambiental Integrado da Bacia de Santos (PROMAMBI-BS).

II - OBJETIVOS

O projeto objetiva monitorar os parâmetros físico-químicos na água do mar e no sedimento, além dos parâmetros ecológicos da macrofauna bentônica, com a finalidade de avaliar a qualidade ambiental da área no entorno da PMXL-1.

II.1 - OBJETIVOS ESPECÍFICOS

- Avaliar as características físicas e químicas da água do mar e do sedimento marinho na área de influência do empreendimento de acordo com as estações de amostragens definidas;
- Monitorar as variações quali-quantitativas da distribuição espacial e temporal da macrofauna bentônica;
- Comparar os resultados obtidos com dados de campanhas anteriores;
- Analisar a consonância dos resultados com os limites estabelecidos pela legislação ambiental aplicável e com a literatura disponível, quando pertinente.

III - ÁREA DE ESTUDO

III.1 - BACIA DE SANTOS – CAMPO DE MEXILHÃO

A Bacia de Santos (BS) está situada na região sudeste da margem continental brasileira (paralelos 23°30'S e 28°S) e abrange os litorais dos estados do Rio de Janeiro, São Paulo, Paraná e Santa Catarina (MOREIRA *et al.*, 2007; CALDAS; ZALÁN, 2009).

A BS compreende uma área de aproximadamente 350.000 km², que se estende do litoral até 3.000 m de profundidade (MIO *et al.*, 2005; MOREIRA *et al.*, 2007). Sua origem está relacionada à evolução do Atlântico Sul, iniciada no Neojurássico/Eo-Cretáceo, e seu formato é de lua crescente, sendo mais estreita no limite norte, na altura de Cabo Frio, com largura de 75 km, tornando-se mais larga na parte central, a partir da Ilha de São Sebastião, onde alcança cerca de 220 km, voltando a afilar em direção ao sul (SOUZA, 2000; WAISMAN *et al.* 2022).

A plataforma continental desta bacia se estende por uma área de 134.000 km² de extensão, sendo limitada ao norte na divisa com a Bacia de Campos pelo Alto de Cabo Frio, ao sul na divisa com a Bacia de Pelotas pelo Alto de Florianópolis/Dorsal de São Paulo, a oeste pela linha de costa onde se destacam a Serra do Mar, Serra da Mantiqueira e Maciço da Carioca, e a leste pelo limite oriental do Platô de São Paulo (GAMBOA *et al.*, 2008; MOREIRA *et al.*, 2023; WAISMAN *et al.*, 2022; Figura III-1). A batimetria regional é fortemente influenciada pelas feições geomorfológicas que a compõem. Na plataforma continental, a declividade é relativamente homogênea, destacando-se uma diferenciação entre os setores norte e sul, com um declive intermediário entre os níveis interno e externo da plataforma continental, sendo mais pronunciado entre o Rio de Janeiro e Santos, chegando até 1:200, que se alarga entre Santos e Florianópolis, igualando as amplitudes do declive aos níveis interno e externo da plataforma e estabelecendo uma plataforma média neste trecho. A quebra da plataforma ocorre entre 50 e 180 m de profundidade, sendo mais frequente entre 140 e 160 m. O estreito talude é sucedido a leste pelo Platô de São Paulo, que se estende por toda a porção profunda da bacia (GALLOTTA *et al.*, 2022).

Em relação à sua hidrologia, três massas d'água distintas ocorrem sobre a plataforma continental da BS. A Água Costeira (AC) é formada ao longo da própria plataforma em consequência dos processos de mistura da água doce continental com águas oceânicas, apresentando, portanto, temperaturas mais altas e menor salinidade (SILVA, 1995) e ocupando a camada superficial da porção interna da plataforma. Já a Água Tropical (AT) e a Água Central do Atlântico Sul (ACAS) são massas de origem oceânica que adentram na plataforma através de trocas com o oceano profundo realizadas pela Corrente do Brasil (MIRANDA, 1982 *apud* DOTTORI *et al.*, 2022). A AT, especificamente, é oriunda de áreas tropicais à leste e à nordeste da BS e ocupa, tradicionalmente, a camada superficial da plataforma média e externa, estendendo-se, eventualmente, à plataforma interna, enquanto a ACAS, formada em região antártica, é mais densa em função das suas menores temperaturas e ocupa boa porção do fundo da plataforma, principalmente nas porções média e externa, podendo ascender na coluna d'água e adentrar na plataforma interna em situações de ressurgência (CERDA; CASTRO, 2014 *apud* DOTTORI *et al.*, 2022), como as que ocorrem durante os períodos de primavera e verão, na altura de Cabo Frio (RJ), e que geram quedas na temperatura da água, assim como aumento da salinidade e da produtividade primária (GONZALEZ-RODRIGUES, 1992; SILVEIRA *et al.*, 2000; VALENTIN, 2001). A ACAS é introduzida na área através da quebra da plataforma ao largo de Cabo Frio e da Ilha de São Sebastião (ISS), com subsequente transporte para sudoeste (CERDA E CASTRO, 2014; COMBES *et al.*, 2021 *apud* DOTTORI *et al.*, 2022).

No que tange à hidrodinâmica, além da CB, também constituem importantes mecanismos geradores de correntes na plataforma continental da BS: os ventos (locais e remotos) que geram correntes de baixa intensidade, relativamente uniformes ao longo da coluna d'água, com direção paralela a orientação da linha de costa e escala de duração na ordem de dias, dadas as inversões de sentido controladas pelos sistemas atmosféricos atuantes, e; o aporte de águas continentais (ou fluxo de flutuabilidade) que, no entanto, são desprezível nas porções média e externa da plataforma, restringindo-se à plataforma continental interna, principalmente na porção sul da BS, que detém o maior volume de aportes continentais, e com intensidades ao menos uma ordem de grandeza superiores às correntes de maré (MORAIS, 2016 *apud* DOTTORI *et al.*, 2022). No entanto, as

marés constituem o aspecto dominante na geração de movimentos e mistura no interior dos estuários (MIRANDA *et al.*, 2002 *apud* DOTTORI *et al.*, 2022), sendo também um aspecto relevante na circulação vertical da plataforma continental em função da geração de ondas internas (LORENZZETTI; DIAS, 2013 *apud* DOTTORI *et al.*, 2022), que se propagam em direção a costa ao longo da piconclina no interior do oceano em pacotes de ondas sequenciais, normalmente separados por distâncias da ordem do comprimento de onda da maré semidiurna (M2), com comprimentos de onda compatíveis aos da maré interna, isto é, entre 10 e 40 km (DOTTORI *et al.*, 2022).

As ondas internas são capazes de movimentos verticais sobre a plataforma continental, notadamente na plataforma externa devido a existência de uma termoclina permanente, mas com relevância também na plataforma média, principalmente durante o verão e a primavera, dada a maior intensidade da estratificação da coluna d'água nestas estações, transportando águas mais frias abaixo da termoclina para a região eufótica, com deslocamentos verticais da termoclina que podem chegar a 40 m, acarretando em movimentos verticais tanto da superfície quanto das isopícnais e em escala temporal compatível com os movimentos de maré e, portanto, bem mais curta que os movimentos verticais ocasionados pela ação dos ventos (ressurgências) (DOTTORI *et al.*, 2022). No que tange a granulometria da BS, as areias predominam na plataforma continental, e as lamas aparecem predominantemente entre as isóbatas de 75 e 150 m em forma de duas línguas, sendo uma maior ao sul, que se estende desde a Bacia de Pelotas até a região ao largo da ISS, no sentido S, e uma menor no setor norte da BS, restrita a região localizada ao largo, no sentido sul, entre as Baías de Ilha Grande e Guanabara, sendo que a diferença na extensão das feições é associada às diferentes contribuições das bacias hidrográficas circunvizinhas aos setores norte e sul da BS (WAISMAN *et al.*, 2022).

Sobre a plataforma continental, o diâmetro médio de grão varia de lama a areia muito grossa. Quando observado o diâmetro médio dos grãos ao longo das isóbatas é possível notar a variação do tamanho do grão tanto paralelamente (ao longo da Bacia) quanto de forma transversal a linha de costa (ao longo das profundidades). Nas porções mais rasas, entre as isóbatas de 25 e 75 m, de sul para norte, é possível notar um aumento gradativo no diâmetro médio com aumento

brusco no tamanho do grão e da variabilidade da granulometria ao largo da ISS, bem na área onde se inserem plataforma e gasoduto de Mexilhão, e que pode ser explicado pelo estreitamento da plataforma nessa região, com aumento do gradiente e alteração na orientação da linha de costa, que passa a ser frontal à propagação das ondas de tempestades vindas de sul que remobilizam o fundo marinho e fazem com que o sedimento mais fino seja transportado e depositado em áreas mais profundas, abaixo do nível de base das ondas. Já a variabilidade no diâmetro médio do grão está relacionada às formas de fundo, como as ondas de areia construídas no transporte de sedimento, ou a variação de fácies granulométricas de pequena escala que, no entanto, já não se mostram tão característicos ao longo da isóbata de 75 m, demonstrando que o sedimento aí acumulado está abaixo do nível de base da onda. Ao longo da isóbata de 150 m, o diâmetro médio e a variabilidade do tamanho de grão são maiores do que nas isóbatas mais rasas, em virtude da presença dos bolsões de lama e do domínio de sedimentos carbonáticos, onde o diâmetro médio não é controlado pelo regime hidrodinâmico, mas sim pelo processo de bioconstrução. Essa maior variabilidade dos sedimentos em maiores profundidades também reflete no grau de seleção dos sedimentos que decresce a longo das isóbatas mais rasas às mais profundas (WAISMAN *et al.*, 2022).

Assim, enquanto a morfologia de fundo na plataforma interna e plataforma média rasa está ligado aos processos físicos de transporte e acúmulo de sedimento, as formas de fundo da plataforma externa e área de quebra da plataforma estão mais ligadas a processos biogeoquímicos pela fixação de carbonatos por algas calcáreas e cimentação carbonática de antigas linhas de praias (WAISMAN *et al.*, 2022), formando faixas de sedimentos carbonáticos biogênicos que podem ser observadas ao longo da plataforma externa até o talude, de modo que os teores de carbonato podem apresentar grande amplitude de variação (FIGUEIREDO JR. *et al.*, 2022), sendo mais baixo na área mais rasa e atingindo seu máximo entre 100 e 150 m, na borda da plataforma. O fundo com batimetria irregular que se estende por toda BS entre estas isóbatas é outra maneira de detectar a presença do fundo carbonático, que desenvolve irregularidades no fundo marinho por meio das bioconstruções. No setor norte da BS, onde a plataforma é estreita, mais íngreme e ladeada por bacias hidrográficas

de pequeno porte, a faixa de predominância de carbonato é mais larga e está associada a ocorrência de maiores teores de cascalho, enquanto no setor sul, onde a plataforma é mais larga e as bacias hidrográficas locais e outras mais a sul são maiores, o teor de carbonato diminui e fica mais restrito à isóbata de 150 m (WAISMAN *et al.*, 2022).

Do ponto de vista econômico, a Bacia de Santos é uma das bacias sedimentares mais relevantes da margem brasileira, em função das atividades portuárias e da exploração de reservatórios de petróleo. O Campo de Mexilhão está localizado na porção norte do Bloco BS-400, na altura do litoral norte do estado de São Paulo. Este campo encontra-se a cerca de 200 km do litoral do Rio de Janeiro (RJ), em lâmina d'água entre 320 e 550 m (GOMES; MARANHÃO, 2008), e a produção de gás natural e condensado a partir deste campo ocorre por meio da PMXL-1, uma plataforma do tipo fixa, instalada a aproximadamente 15 km a noroeste dos poços produtores perfurados no campo, em local com lâmina d'água de 170 m de profundidade, e de um gasoduto de escoamento que interliga a plataforma a uma unidade de tratamento de gás no continente, no município de Caraguatatuba-SP (Figura III-1). Por estar localizado próximo dos campos do Pré-Sal, a plataforma e o gasoduto de Mexilhão possuem ainda papel estratégico no escoamento de gás da região, funcionando como um hub que interliga outros gasodutos de escoamento.

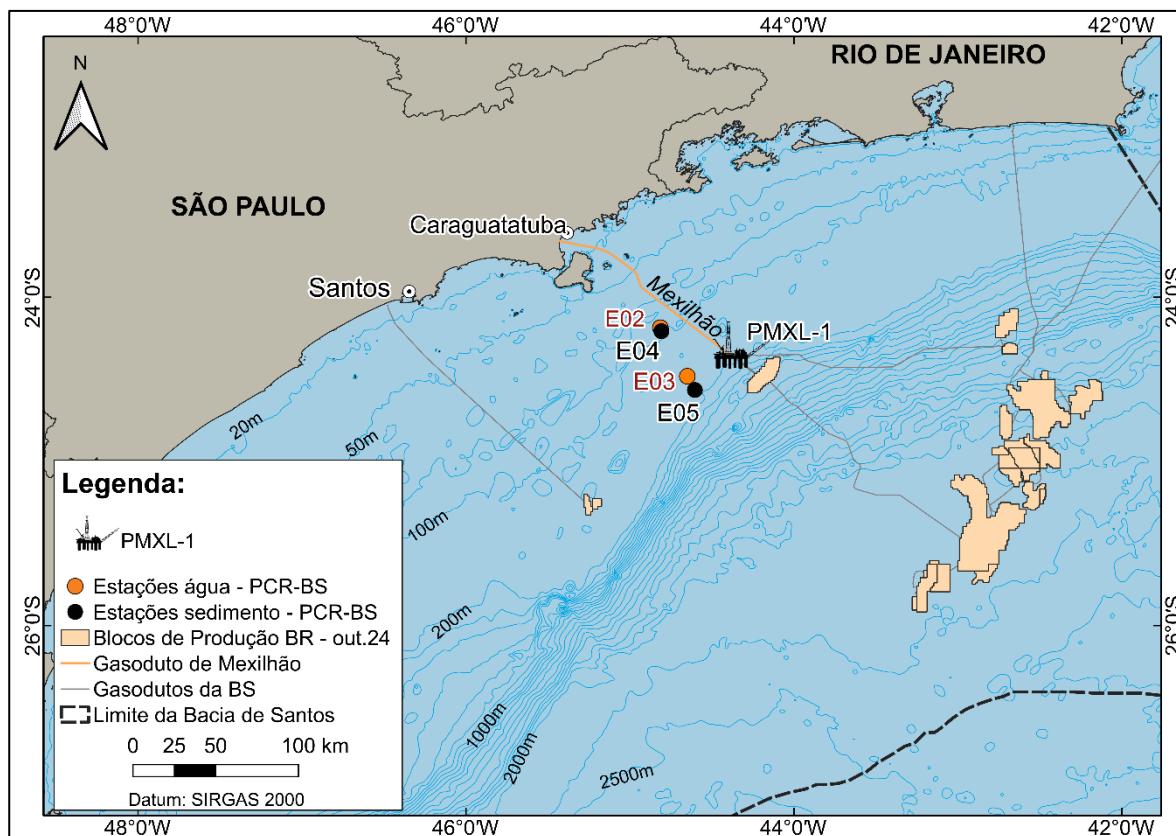


Figura III-1 – Localização da plataforma e gasoduto de Mexilhão e das estações do Projeto de Caracterização Regional da Bacia de Santos – PCR-BS utilizadas como referência.

Durante o período de realização da campanha PMPR_MXL_C17, o local esteve sobre condições meteorológicas típicas para novembro. No mês, predominaram ventos de E e NE (53%), decorrentes da Alta Subtropical do Atlântico Sul (ASAS), cuja atuação encontra-se intensificada durante a primavera, mas com inversões associadas a passagem de frentes frias e a atuação de cavados e sistemas de baixa pressão, que resultaram uma ocorrência significativa também de ventos do quadrante S (36%). Especificamente para o período de amostragens, destaca-se a passagem de uma frente fria no dia 10/11/2023, de cavados nos dias 11-13 e 18-19/11/2023, e de um sistema de baixa pressão, nos dias 14-15/11/2023.

Já as condições de mar em novembro de 2023 foram um pouco mais amenas do que o padrão usual para o mês, com maior ocorrência de ondas com altura significativa < 2 m em relação a série histórica, ao passo que diminuiu a ocorrência de ondas > 2 m, registrando-se também períodos de pico primário mais elevados. Durante o período da campanha, predominaram ondas com até 2 m, sendo

observado um aumento na altura significativa das ondas entre os dias 11 e 12/11/2023, como consequência da atuação da frente fria na região. Nestes dias, as ondas atingiram até 3 m, havendo um incremento também do período de pico, que passa de valores entre 7 e 12 s, a valores entre 12,5 e 20 s e que decrescem gradualmente até voltar aos patamares anteriores por volta do dia 17/11/2023.

No que se refere ao padrão de correntes superficiais, verificou-se, para o mês novembro de 2023, um fluxo predominante na região da PMXL-1 para sudoeste característico da Corrente do Brasil (CB), mas com intensidades entre 1 e 1,5 nós, bem superiores à média histórica observada para a região, com registros mais frequentes de intensidades abaixo de 0,5 nó. Tal intensificação, provavelmente, decorre da presença de dois giros de sentidos opostos, o Vórtice de Cabo Frio e um giro anticiclônico, respectivamente ao norte e a sul do fluxo principal da CB sobre a quebra da plataforma continental (aproximadamente na isóbata de 200 m), formando um dipolo e impulsionando o escoamento da CB. Ao longo do período, a corrente foi perdendo intensidade, passando de valores médios acima de 1,0 nó, e com vários registros acima de 1,5 nós, entre os dias 09 e 14/11/2023, a valores característicos de uma corrente fraca a moderada, entre 0,5 e 1,0 nó, nos últimos dias de campanha.

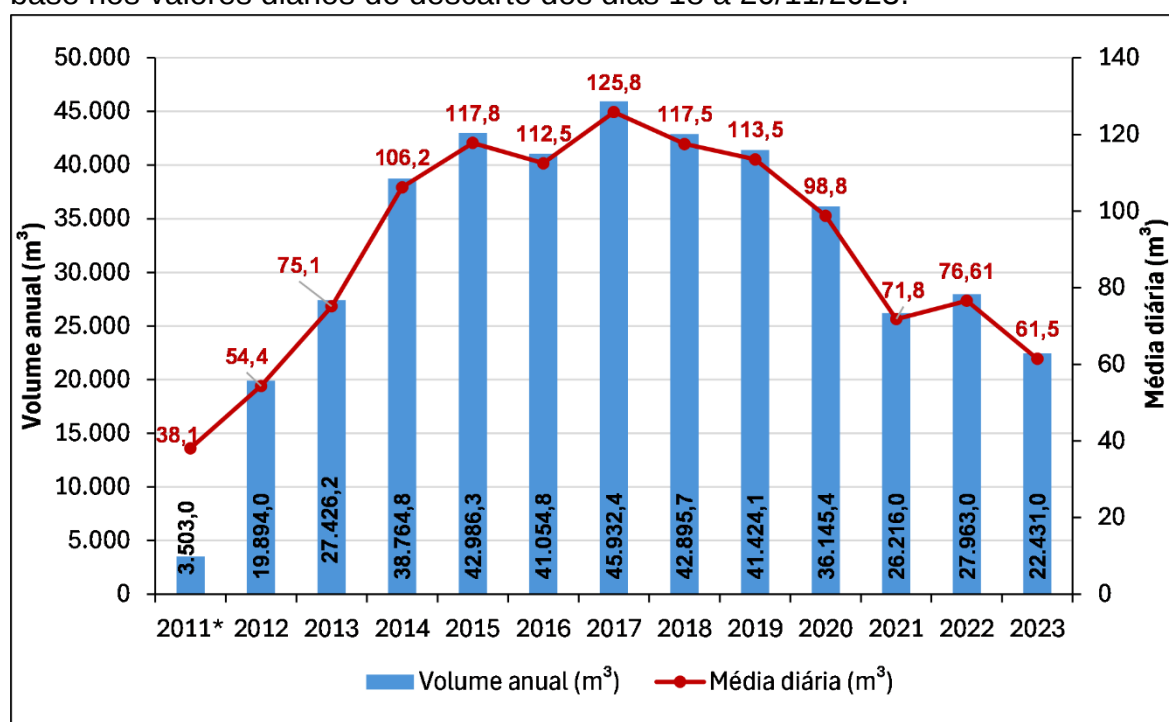
As feições que caracterizam o padrão de circulação descrito estiveram bastante evidenciadas nas imagens de temperatura de superfície do mar (TSM) e clorofila superficial, onde também foi possível observar um gradativo aumento da temperatura na área da PMXL-1 ao longo dos dias de campanha (de 23,2 a 25,5°C), com pico no dia 18/11/2023, seguido de leve queda nos dias subsequentes, acompanhado de uma tendência de queda da produtividade primária (de 0,136 a 0,1 mg/m³), como consequência dos fluxos de água acarretados pelas atividades vorticais (OCEANPACT, 2023a).

III.2 - CARACTERIZAÇÃO DA ATIVIDADE

A operação de plataformas de petróleo acarreta geração e descarte no mar de efluentes oriundos tanto da planta de produção das unidades, quanto de efluentes domésticos ou provenientes de plantas auxiliares de drenagem. Como medida de controle e mitigação, estes descartes obedecem a regulamentações específicas e,

em atendimento a Resolução CONAMA nº 393/2007 e Nota Técnica CGPEG/DILIC/IBAMA nº 01/2011, a Petrobras realiza periodicamente o monitoramento da água produzida, além dos demais efluentes descartados pela PMXL-1, através da análise de parâmetros físico-químicos, biológicos e de toxicidade e da mensuração dos volumes lançados ao meio.

As Figura III-2, Figura III-3 e Figura III-4 representam os volumes de água produzida, efluente oleoso e efluente sanitário descartados pela PMXL-1. Destaca-se que o volume médio de água produzida descartado durante o período de coleta das amostras de água da campanha PMPR_MXL_C17 foi de 83 m³, calculado com base nos valores diários de descarte dos dias 18 a 20/11/2023.



*O ano de 2011 considera somente os volumes de outubro a dezembro, tendo em conta o início da geração e descarte do efluente em 01/10/2011.

Figura III-2 – Volume de água produzida descartada pela PMXL-1, de 2011 a 2023.

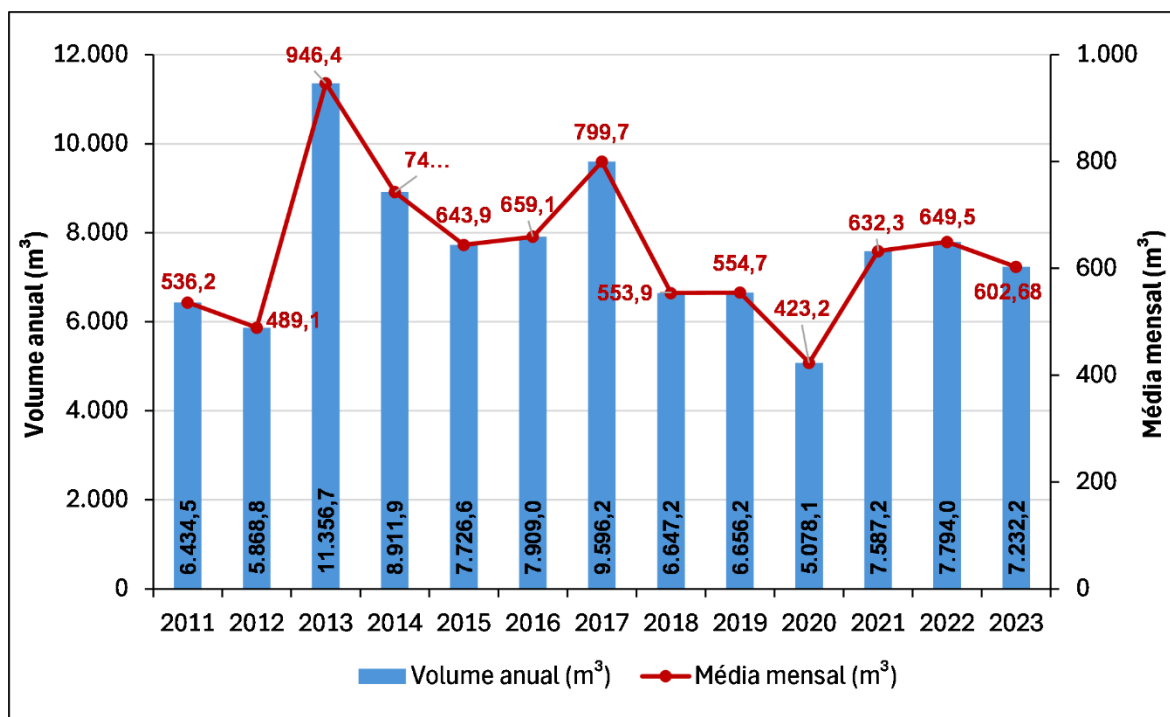
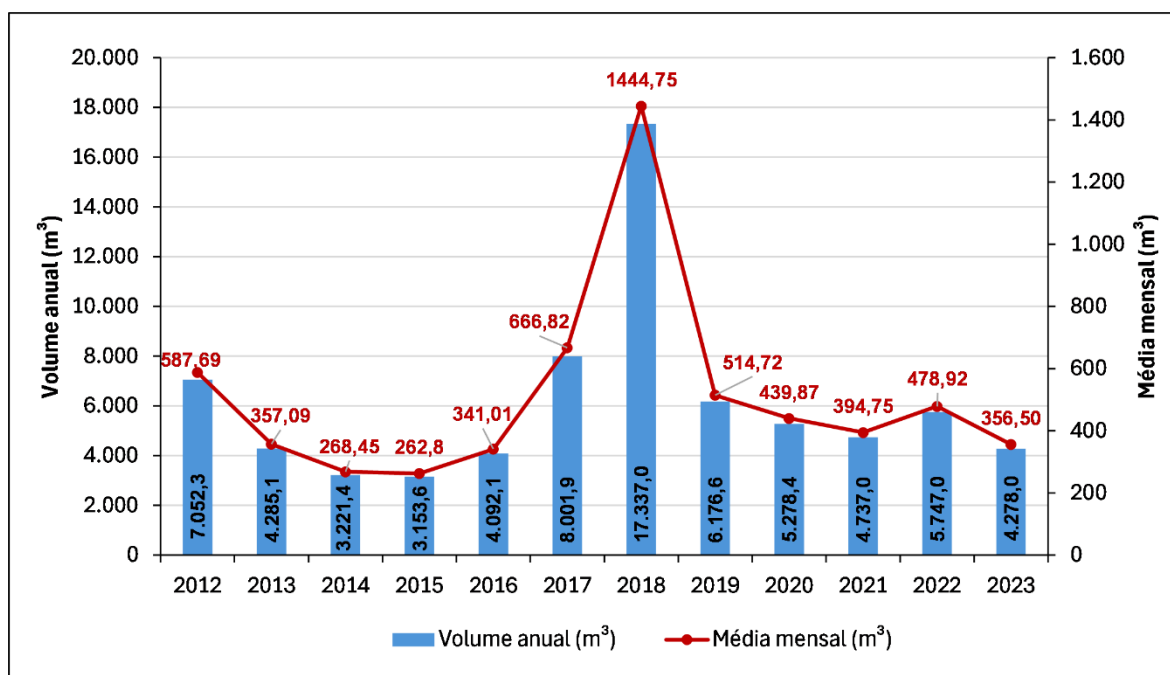


Figura III-3 – Volume de efluente sanitário descartado pela PMXL-1, de 2011 a 2023.



O efluente oleoso passou a ser monitorado a partir de 2012, em atendimento a nota técnica que data do ano anterior.

Figura III-4 – Volume de efluente oleoso descartado pela PMXL-1, de 2012 a 2023.

Os resultados referentes às análises realizadas nos efluentes pertinentes ao período de realização da campanha, isto é, caracterização físico-química e ecotoxicológica da água de produção realizada no segundo semestre de 2023,

valores diários do teor de óleos e graxas (TOG, ppm) para os dados de coleta de água e a caracterização do efluente sanitário descartado pela PMXL-1 realizada no 4º trimestre de 2023, estão apresentados nos Anexo XI-1, Anexo XI-2 e Anexo XI-3, respectivamente, e serão incorporados às discussões apresentadas no Item VI - Resultados e Discussão, sempre que pertinente.

IV - MATERIAL E MÉTODOS

IV.1 - ATIVIDADES DE CAMPO

A campanha PMPR_MXL_C17 foi realizada entre os dias 05 e 22 de novembro de 2023, a bordo do navio de pesquisa *RV Ocean Stalwart* (Figura IV-1). A campanha foi realizada em duas etapas, sendo a primeira referente ao compartimento sedimento (07 a 13 de novembro de 2023) e a segunda, ao compartimento água (18 a 20 de novembro de 2023).



Fonte: Relatório Técnico de Bordo Oceanpact Geociências Ltda. (OCEANPACT, 2023b).

Figura IV-1 – Embarcação *RV Ocean Stalwart* utilizada durante a campanha PMPR_MXL_C17.

A mobilização para a atual campanha teve início no dia 06 de outubro de 2023, com mobilização de frascaria, e posterior mobilização da equipe técnica e coordenadores de projeto, no dia 02 de novembro de 2023, no Estaleiro MacLaren, Ponta D'Areia (Niterói/RJ). No dia 05 de novembro de 2023, iniciou-se a navegação para a área de coleta. No dia 16 de novembro de 2023, ocorreu a desmobilização

das amostras de sedimento e macrofauna bentônica obtidas nesta primeira etapa e nova mobilização de material e troca da equipe técnica e dos coordenadores de projeto a bordo, também através do Estaleiro MacLaren. A desmobilização das amostras de água obtidas na segunda etapa da campanha ocorreu no dia 22 de novembro de 2023, no Estaleiro Mauá em Niterói/RJ. Todas as amostras desmobilizadas, em ambas as etapas, foram enviadas para o Centro de Biologia Experimental Oceanus, no Rio de Janeiro/RJ.

Visando garantir a qualidade do processo de descontaminação dos frascos usados para armazenamento das amostras, realizou-se a coleta de 2 brancos de frascaria (BrF) para avaliar a possibilidade de contaminação de parâmetros analisados nas amostras de sedimento, e 5 brancos de frascaria para avaliar a possibilidade de contaminação de parâmetros analisados nas amostras de água (Tabela IV-1).

Os frascos coletados para os brancos de frascaria foram mantidos da forma como vieram do laboratório, contendo os respectivos preservantes (quando pertinente), sem serem abertos durante o processo de coleta, e recebendo o mesmo tratamento dispensado às amostras, no que se refere à preservação, armazenamento e transporte (Tabela IV-3 e Tabela IV-5).

Tabela IV-1 – Identificação dos brancos obtidos no âmbito da 17ª campanha do Programa de Monitoramento Ambiental da Plataforma de Mexilhão, para avaliação dos procedimentos de descontaminação da frascaria (BrF).

COLETA DE BRANCOS	ÁGUA	SEDIMENTO
Estação	J1001	MXL_1
Data	18/11/2023	09/11/2023
PARÂMETROS	FRASCARIA	FRASCARIA
BTEX	BrF1	-
Fenóis	BrF1	-
HPA	BrF1	-
N-alcanos/MCNR/HTP	BrF1	-
Nutrientes	BrF1	-
Metais Biodisponíveis + Mercúrio (Hg)	-	BrF
Hidrocarbonetos (HPA + N-alcanos/MCNR/HTP)	-	BrF

IV.1.1 - Amostragem da Água

As coletas do compartimento água tiveram início no dia 17 de novembro de 2023, às 20:58 com o lançamento do *CTD (Conductivity-Temperature-Depth)* (Figura IV-3-A) até 10 m do fundo para identificação da profundidade da termoclina no local, com base na qual foram obtidos dados iniciais de corrente para subsequente realização do procedimento de medição com *ADCP (Acoustic Doppler Current Profiler)* de casco por navios para estudos ambientais nas proximidades de plataformas (Figura IV-3-B). As medições iniciais indicaram a termoclina iniciando a 9 m de profundidade, e corrente orientada a 229° (conforme dados do BIN 1 da ADCP de 150 kHz, que abrangem a faixa de profundidades entre 8,00 e 21,36 metros).

Para a determinação da corrente preferencial, seguindo-se as orientações do procedimento supracitado e considerando a direção da corrente inicialmente medida, foram montados 2 transectos a montante e a jusante da PMXL-1, com extensão de 8 km cada, afastados 500 m da plataforma. Ao término das medições, a corrente preferencial foi calculada com base nos componentes vetoriais de intensidade da corrente medida pelo BIN 1, sendo obtida direção de 225°.

Os procedimentos com ADCP foram repetidos ao término das amostragens, finalizando o escopo relativo às coletas de água, no dia 20 de novembro de 2023, às 19:23, ocasião na qual foram obtidas as mesmas direções de corrente inicial e preferencial obtidas pré-amostragem de, respectivamente, 229 e 225°, confirmando assim a estabilidade das correntes na região durante os dias de amostragem de água.

Uma vez que a direção preferencial da corrente marinha foi identificada nos transectos pré-amostragem, ela foi utilizada como eixo central da malha amostral durante a presente campanha. O ponto de descarte da PMXL-1 foi usado como referência para o estabelecimento das estações de coleta de água, que foram posicionadas em cada um dos 5 raios, sendo 12 estações posicionadas a jusante, nos raios de 150 m (J151, J152, J153), 300 m (J301, J302, J303), 500 m (J501, J502, J503) e 1.000 m (J1001, J1002, J1003), e 3 estações posicionadas a montante, em único raio de 2.000 m (M2001, M2002, M2003), sem qualquer necessidade de realocação (Figura IV-2; Tabela IV-2). Para o compartimento água,

a coleta ocorreu simultaneamente ao descarte de água produzida, previamente verificada em contatos com rádio operador da PMXL-1 nos dias 17 e 18 de novembro de 2023, que confirmou, em ambas as ocasiões, ocorrência do descarte de água produzida.

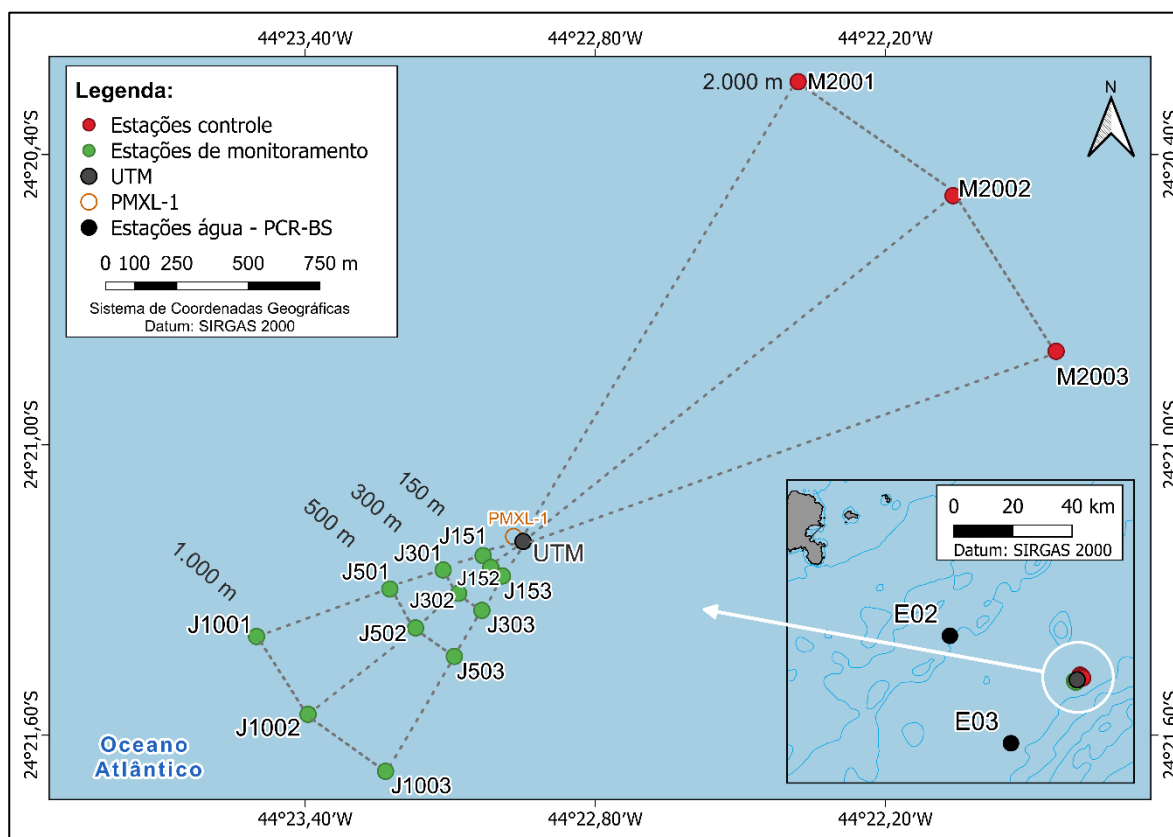


Figura IV-2 – Mapa da malha amostral para coleta de água na 17ª campanha de Monitoramento Ambiental da Atividade de Produção e Escoamento de Gás Natural e Condensado do Campo de Mexilhão. As estações de referência do PCR-BS estão representadas como os pontos pretos E02 e E03. UTM: unidade de tratamento de monoetilenoglicol, a partir de onde ocorre o descarte de água produzida pela PMXL-1.

As coletas foram realizadas com o auxílio de um conjunto CTD/Rosette equipado com 24 garrafas oceanográficas previamente lavadas dos tipos *Go-Flo* e *Niskin*, porém todas as amostras foram obtidas utilizando-se somente as garrafas *Go-Flo* (Figura IV-3-C). Em cada estação de monitoramento, foram amostrados, durante a subida do conjunto, quatro estratos da coluna d'água, sendo eles:

- Superfície (SUP) – profundidade de até 5 m de lâmina d'água;
- Acima da Termoclina (ACTC) – profundidade 50% acima do início da termoclina, eventualmente suprimida, nos casos em que a termoclina apresentava profundidade inferior a 20 m;
- Termoclina (TC) – profundidade do início da termoclina sazonal ou permanente, e;
- Abaixo da Termoclina (ABTC) – profundidade 50% abaixo do início da termoclina.

Ressalta-se que a profundidade da TC foi estabelecida em campo a partir da “quebra” significativa de temperatura, na base da camada de mistura. A perfilagem de *CTD* foi realizada com o objetivo de registrar dados físicos de condutividade, temperatura, salinidade, pressão, oxigênio dissolvido (OD) e pH, sendo realizada até 10 m do fundo em todas as estações.

As profundidades de cada estrato amostrado nas diversas estações de coleta estão apresentadas na Tabela IV-2. Destaca-se que foram suprimidos os estratos ACTC das estações J153, J303, J501, J502, J503, J1001, J1002, J1003, M2001 e M2003, dada a rasa profundidade de TC.

Em cada lançamento, foram observados os seguintes critérios de validação das amostragens: se as garrafas *Go-Flo* estavam adequadamente fechadas no retorno à embarcação, sem evidência de vazamentos; se não havia indício de contaminação do amostrador proveniente de fonte não associada ao objeto de estudo (p.ex. manchas de óleo ou de efluentes proveniente da embarcação) e confirmado se a coleta foi realizada na profundidade correta durante o lançamento das garrafas. Cabe também destacar que são previamente verificados e atualizados os certificados de todos os sensores utilizados durante a campanha, como forma garantir que estejam dentro dos prazos de validade de suas calibrações.

Tabela IV-2 – Informações de referência para posicionamento e disposição final da malha amostral de água da 17ª campanha do Programa de Monitoramento Ambiental da Plataforma de Mexilhão.

CAMPANHA	PONTO	LOCALIZAÇÃO		ESTRATOS			
		UTM - SIRGAS 2000 Z.23S		PROFUNDIDADE (m)			
		COORD.N	COORD.E	SUP	ACTC	TC	ABTC
PMPR_MXL_C17 <u>Período de amostragem:</u> 18 a 20/11/2023 <u>Corrente pré:</u> 229° (referente a faixa entre 8 e 21 m)	M2001	7.308.264,24	563.605,62	5	-	10	15
	M2002	7.307.827,12	564.145,42	5	33	65	98
	M2003	7.307.231,74	564.503,16	5	-	14	21
	J151	7.306.461,24	562.495,96	5	25	50	75
	J152	7.306.416,59	562.522,79	5	25	50	75
	J153	7.306.383,81	562.563,28	5	-	8	12
	J301	7.306.407,49	562.355,93	5	35	69	104
	J302	7.306.318,18	562.409,59	5	40	80	120
	J303	7.306.252,61	562.490,56	5	-	16	24
	J501	7.306.335,82	562.169,21	5	-	11	17
	J502	7.306.186,97	562.258,65	5	-	11	17
	J503	7.306.077,69	562.393,60	5	-	12	18
	J1001	7.306.156,63	561.702,42	5	-	9	14
	J1002	7.305.858,94	561.881,29	5	-	15	23
	J1003	7.305.640,38	562.151,19	5	-	10	15
Descarte UTM		7.306.515,00	562.636,00	-	-	-	-

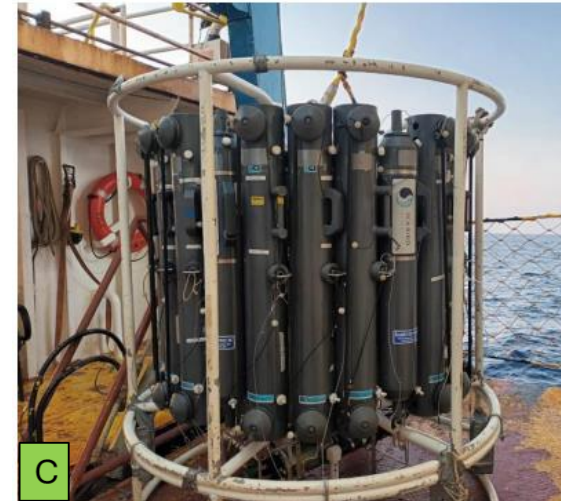
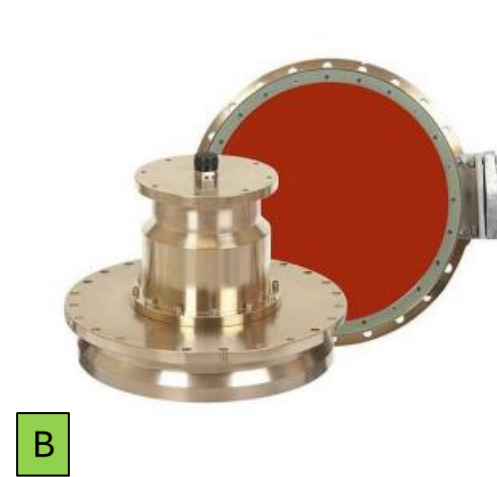
Assim, para cada estação, foram obtidos dados de forma contínua ao longo da coluna d'água, bem como amostras nos diferentes estratos previamente definidos. O desmame das garrafas *Go-Flo* foi realizado de acordo com o volume necessário para análise laboratorial de cada parâmetro (Figura IV-3-D). A Tabela IV-3 apresenta todos os parâmetros amostrados, informando também os respectivos equipamentos e frascaria utilizados, assim como o volume coletado e métodos de preservação e acondicionamento. Os parâmetros pH e oxigênio dissolvido (OD) foram analisados a bordo, em bancada, sendo o OD determinado pelo método de *Winkler* (Figura IV-3-E), a partir da média das concentrações obtidas nas 3 primeiras alíquotas retiradas da garrafa *Go-Flo*, com certificado de validade da solução de tiosulfato empregada devidamente controlado, enquanto o pH foi determinado com o auxílio de um pHmetro de bancada com calibração aferida diariamente (Figura IV-3-F). A filtração das amostras destinadas a análise de material particulado dissolvido (MPS) também foi realizada a bordo, em sistema de filtração previamente descontaminado (Figura IV-3-G), sendo filtrado todo o volume da amostra coletada ou até que houvesse saturação da membrana, com a utilização de filtros previamente secos e pesados em laboratório. Após a filtração, os filtros foram rinsados com água tipo I (Milli-Q) para retirada dos sais retidos e posterior armazenamento. Todas as amostras coletadas, para a posterior análise em laboratório, foram acondicionadas nos respectivos freezers ou câmara fria da embarcação, de acordo com o acondicionamento previsto para cada parâmetro (Figura IV-3-H e I).

Tabela IV-3 – Procedimentos empregados para obtenção e conservação das amostras de água do mar da 17ª campanha do Programa de Monitoramento Ambiental da Plataforma de Mexilhão.

PARÂMETRO	EQUIPAMENTO	VOLUME	ARMAZENAMENTO	PRESERVAÇÃO	ACONDICIONAMENTO
Temperatura	CTD	-	-	-	-
Salinidade	CTD	-	-	-	-
Oxigênio dissolvido	CTD	-	-	-	-
	Go-Flo	3 x 300mL	Frascos DBO*	-	-
pH	CTD	-	-	-	-
	Go-Flo	60 mL	Frasco plástico**	-	-
Material particulado em suspensão	Go-Flo	5 L	Frascos plásticos para recebimento da amostra antes da filtração ("desmame" de garrafa) e filtro de fibra de vidro (45 mm, 0,7 µm)	-	Congelamento a ≤ -20°C
Nutrientes (N amoniacal, Nitrato, Nitrito e P total)	Go-Flo	1 L	Frasco de polipropileno	-	Congelamento a ≤ -20°C
Fenóis	Go-Flo	1 L	Frasco de vidro âmbar	Ác. sulfúrico	Refrigeração entre 0-6°C
HPA	Go-Flo	1 L	Frasco de vidro âmbar	-	Refrigeração entre 0-6°C
N-alcanos / MCNR / HTP	Go-Flo	1 L	Frasco de vidro âmbar	-	Refrigeração entre 0-6°C
BTEX	Go-Flo	2 x 40mL	Frasco de vidro (VOA vials) com septo PTFE	Ác. clorídrico	Refrigeração entre 0-6°C

* Analisado a bordo por titulação (Winkler).

** Analisado a bordo por medidor de bancada.



Fonte: Relatório Técnico de Bordo Oceanpact Geociências Ltda. (OCEANPACT, 2023b).

Figura IV-3 – Equipamentos e processos envolvidos na coleta, medições *in situ* e armazenamento das amostras de água da campanha PMPR_MXL_C17.

Legenda: **A:** CTD (Conductivity-Temperature-Depth); **B:** ADCP (Acoustic Doppler Current Profiler); **C:** CTD/Rosette equipado com 24 garrafas oceanográficas do tipo Go-Flo; **D:** Desmame de garrafa Go-Flo para coleta de Fenóis; **E:** Titulador utilizado na medição de OD através do método *Winkler*; **F:** pHmetro e soluções utilizadas para medição de pH; **G:** filtração de água realizada *in situ* para quantificar Material Particulado em Suspensão (MPS); **H:** amostras de água acondicionadas no freezer do RV *Ocean Stalwart*; **I:** amostras de água acondicionadas na câmara fria do RV *Ocean Stalwart*.

IV.1.2 - Amostragem de Sedimento e Macrofauna Bentônica

As coletas no compartimento sedimento e macrofauna bentônica foram iniciadas no dia 07 de novembro de 2023, com perfilagem de *CTD* para calibração do equipamento de posicionamento acústico que acompanha o amostrador de sedimento, e finalizadas no dia 13 de novembro de 2023, após as coletas da estação MXL_CTRL_1, a partir de uma malha amostral fixa composta de três círculos concêntricos centrados na PMXL-1, com raios de 200, 300 e 500 m, sobre os quais foram posicionadas 12 estações amostrais na intercepção com dois eixos perpendiculares entre si, posicionados paralela e ortogonalmente às isóbatas do local, e mais 3 estações controle posicionadas a 5.000 m da plataforma (Tabela IV-4; Figura IV-4). Cabe ressaltar que, durante as amostragens, não houve qualquer necessidade de realocação das estações amostrais.

Tabela IV-4 – Informações da malha amostral de sedimento e macrofauna bentônica executada no âmbito da 17ª campanha do Programa de Monitoramento Ambiental da Plataforma de Mexilhão.

PMPR_MXL_C17		LOCALIZAÇÃO				DISTÂNCIA* (m)			
ESTAÇÕES	Período de amostragem: 07 a 13/11/2023	PROFUNDIDADE (m)	UTM - SIRGAS 2000 Z.23S		RAIO AMOSTRAL (m)	RADIAL AMOSTRAL	R1	R2	R3
			COORD.N	COORD.E					
	MXL_1	173	7306080,04	562815,43	500	SE	13,62	17,11	17,41
	MXL_2	171	7306744,67	563056,82	500	NE	13,57	13,02	3,32
	MXL_3	168	7306986,06	562392,19	500	NO	8,55	3,68	4,48
	MXL_4	171	7306321,43	562150,80	500	SO	6,77	9,47	9,16
	MXL_9	171	7306261,24	562730,78	300	SE	15,23	16,62	15,57
	MXL_10	171	7306698,44	562854,10	300	NE	12,90	11,93	14,78
	MXL_11	170	7306804,85	562476,84	300	NO	19,56	17,53	16,93
	MXL_12	170	7306406,08	562332,01	300	SO	8,82	7,43	3,91
	MXL_13	171	7306351,84	562688,46	200	SE	15,11	16,33	16,79
	MXL_14	171	7306617,70	562785,01	200	NE	4,99	10,75	15,18
	MXL_15	170	7306711,71	562517,43	200	NO	14,78	16,79	12,01
	MXL_16	170	7306398,64	562453,63	200	SO	13,19	14,07	11,63
	MXL_CTRL_1	154	7313559,59	562699,50	5.000	Controle	15,92	14,61	16,35
	MXL_CTRL_2	188	7301576,64	559883,31	5.000	Controle	10,01	12,21	15,90
	MXL_CTRL_3	169	7303016,58	557488,87	5.000	Controle	9,02	13,05	10,11

*Medida tomada entre o ponto central das estações, conforme coordenadas informadas na tabela, e a localização específica da obtenção de cada réplica (R1, R2 e R3), conforme coordenadas informadas nos documentos de campanha, sendo toleradas distâncias de até 30 m, com base no raio amostral estabelecido no entorno das estações pelos procedimentos de coleta.

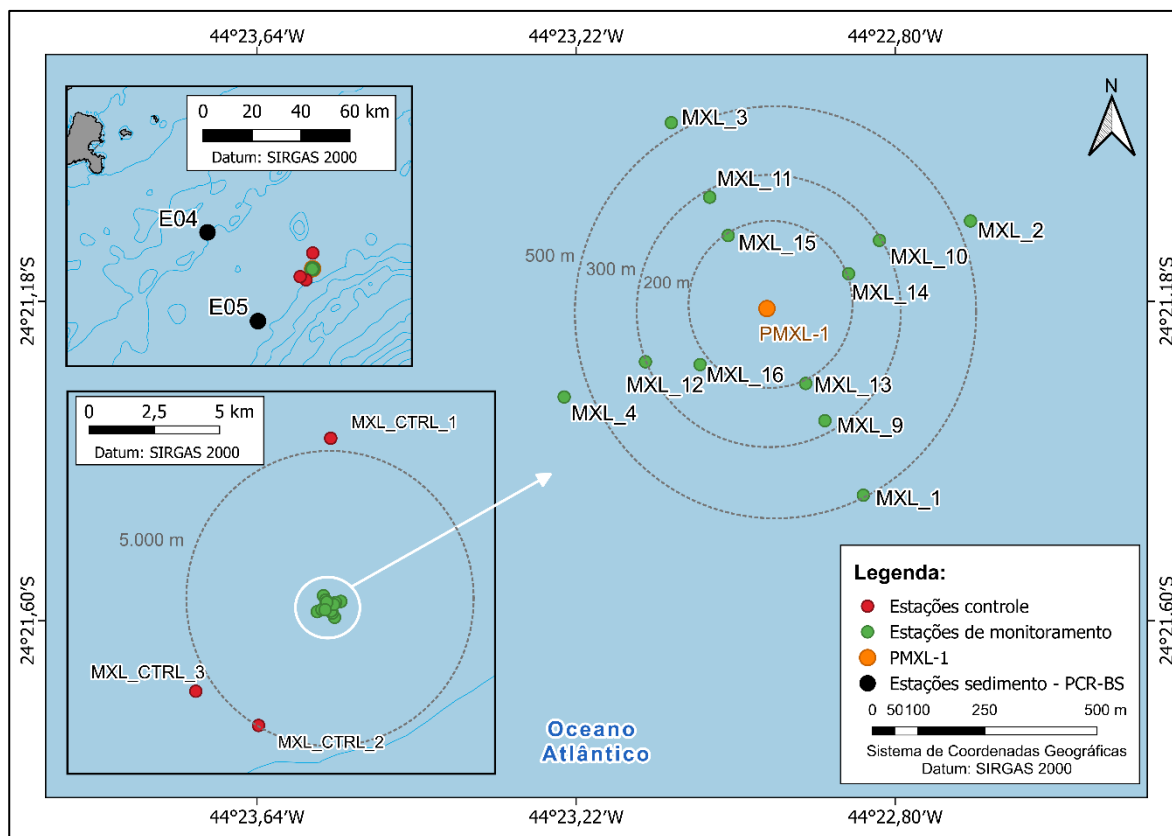


Figura IV-4 – Mapa da malha amostral para coleta de sedimento na 17ª campanha de Monitoramento Ambiental da Atividade de Produção e Escoamento de Gás Natural e Condensado do Campo de Mexilhão. As estações de referência do PCR-BS estão representadas como os pontos pretos E04 e E05.

As coletas de sedimento e macrofauna bentônica foram realizadas em triplicata, utilizando amostrador do tipo *van Veen* 231 L previamente lavado (Figura IV-5-A), equipado com *Beacon* (posicionamento acústico modelo WSM6+) devidamente calibrado (Figura IV-5-B), com certificação controlada e com atualização dos perfis de velocidade do som obtidos por CTD a cada 48 horas, para melhora da acurácia do sinal de posicionamento. Com a chegada do amostrador a bordo, para aferição da integridade do material coletado em cada uma das tréplicas de cada estação e subsequente retirada das amostras, foram realizados os seguintes procedimentos operacionais:

- 1º) registro fotográfico do amostrador com água, com a realização de drenagem da água sobrenadante no interior (caso presente) através de sifonamento, validação ou não da amostra e medição da profundidade e da temperatura;
- 2º) registro fotográfico do amostrador sem água, com a colocação dos gabaritos sobre o sedimento. A distribuição dos gabaritos foi realizada de acordo com a integridade da superfície sedimentar (Figura IV-5-C);
- 3º) registro fotográfico do amostrador com os gabaritos e realização da retirada das subamostras (Figura IV-5-D).

Vale destacar que no sifonamento, foi realizada filtração da água sobrenadante retirada do amostrador, sendo o material retido nas peneiras incorporado às amostras de macrofauna bentônica, em um pote a parte devidamente identificado (frascos com tampa laranja apresentados na Figura IV-5-E).

Para validação das amostras, considerou-se os seguintes critérios:

- Fechamento completo do amostrador;
- Mínimo de 12 cm de profundidade de amostra, considerando o centro do amostrador (van Veen);
- Superfície do sedimento íntegra em toda área interna do amostrador, com mínima perturbação, considerando:
 - Não haver evidência de lavagem do sedimento no interior do amostrador, mantendo detalhes da superfície do sedimento como micro-ondulações no sedimento, marcas de deslocamento de organismos bentônicos, abertura superficial de canais construídos por organismos tubícolas, organismos arborescentes preservados sobre a superfície;
 - No caso de drenagem por uma das laterais do equipamento de coleta, pode haver pequena erosão lateral da amostra tornando a face abaulada, a amostra pode ser aceita desde que a superfície geral permaneça com as características acima;
 - Em nenhuma hipótese deve ser aceita amostra que apresente grande perda do sedimento superficial.

Amostras que chegam com rachaduras no sedimento podem ser aceitas desde que não sejam causadas por lavagem do sedimento e desde que seja possível realizar a subamostragem com os gabaritos.

Vale destacar que realocações de estações amostrais são evitadas. Entretanto, sendo evidente que todo o equipamento se manteve funcional, em condições meteorológicas favoráveis, após no mínimo nove lançamentos inválidos, a coordenação científica do projeto deve ser contatada para avaliar a possibilidade de realocação. Ademais, após duas realocações, as estações deverão ser abandonadas.

Na Tabela IV-5 estão apresentados os parâmetros coletados, assim como a fração sedimentar (detalhando os *corers* utilizados, suas dimensões e respectivos materiais), acondicionamento e método de preservação das amostras. Todo material empregado nas coletas foi lavado e descontaminado entre as amostragens. A Figura IV-5 apresenta os registros fotográficos da coleta, ilustrando o equipamento de coleta e os *corers* utilizados, com sua respectiva descontaminação, bem como o acondicionamento dos frascos de acordo com a exigência de cada parâmetro.

Tabela IV-5 – Procedimentos empregados para obtenção e conservação das amostras de sedimento da 17ª campanha do Programa de Monitoramento Ambiental da Plataforma de Mexilhão.

PARÂMETRO	FRAÇÃO SEDIMENTAR	ARMAZENAMENTO	PRESERVAÇÃO
Hidrocarbonetos	0 - 2 cm (1/2 <i>corer</i> de inox de 10x10x2 cm)	Frascos de alumínio	Congelamento a $\leq -20^{\circ}\text{C}$
Metais biodisponíveis + Mercúrio (Hg)	0 - 2 cm (1 <i>corer</i> de teflon de 10x2 cm)	Frascos de polipropileno	Refrigeração entre $0-6^{\circ}\text{C}$
Carbonatos / Granulometria	0 - 2 cm (1 <i>corer</i> de inox de 10x10x2 cm)	Frascos de polipropileno	Refrigeração entre $0-6^{\circ}\text{C}$
Nitrogênio Total / COT	0 - 2 cm (1/2 <i>corer</i> de inox de 10x10x2 cm)	Frascos de alumínio	Congelamento a $\leq -20^{\circ}\text{C}$
Macrofauna	0 - 10 cm (4 <i>corers</i> de inox de 10x10x10 cm)	Potes plásticos com boca larga e tampa de rosca (amostra subdividida em 8 potes, chegando a 9 quando ocorre água sobrenadante no amostrador)	Formaldeído 4% tamponado com tetraborato de sódio perfazendo $\frac{1}{2}$ volume dos potes e temperatura ambiente



Fonte: Relatório Técnico de Bordo Oceanpact Geociências Ltda. (OCEANPACT, 2023b).

Figura IV-5 – Equipamento e processos envolvidos na coleta e armazenamento das amostras de sedimento na campanha PMPR_MXL_C17.

Legenda: **A:** equipamento tipo busca-fundo (van Veen 231L); **B:** Beacon; **C:** esquema de distribuição dos gabaritos para subamostragem dos parâmetros; **D:** descontaminação do corer de inox e coleta de carbonatos e granulometria; **E:** amostra de macrofauna subdividida em 9 frascos, sendo o de tampa laranja referente ao material retido em peneira durante sifonamento da água sobrenadante, e fechamento do pacote para devido acondicionamento conjunto dos frascos de cada amostra; **F:** amostras de sedimento acondicionadas no freezer e na câmara fria do RV Ocean Stalwart, respectivamente.

IV.2 - ATIVIDADES DE LABORATÓRIO

Os métodos analíticos utilizados, os respectivos limites de quantificação e detecção com as incertezas de medição e os coeficientes das curvas de calibração considerados nas análises das amostras de água e sedimento são apresentados, respectivamente, na Tabela IV-6 e na Tabela IV-7, e as classes granulométricas empregadas na separação do sedimento, na Tabela IV-8. Cabe destacar que os procedimentos laboratoriais foram realizados juntamente com uma série de controles analíticos, a fim de garantir a qualidade das análises e a confiabilidade dos resultados.

Tabela IV-6 – Métodos analíticos utilizados com os respectivos procedimentos pré-tratamento adotados, limites de quantificação e detecção dos métodos com as incertezas de medição e os coeficientes das curvas de calibração, conforme os parâmetros analisados nas amostras de água da 17ª campanha do Programa de Monitoramento Ambiental da Plataforma de Mexilhão.

PARÂMETROS	MÉTODO ANALÍTICO	LQ DO MÉTODO	LD DO MÉTODO	INCERTEZA DA MEDIÇÃO	COEFICIENTES DA CURVA DE CALIBRAÇÃO
MPS	SMWW 2540 D	0,8 mg/L	0,2 mg/L	0,1 mg/L	-
Nitrogênio Amoniacal	SMWW 4500-NH ₃ F	0,01 mg/L	0,003 mg/L	0,0008 mg/L	0,9988
Nitrito (como N)	SMWW 4500 NO ₂ B	0,006 mg/L	0,002 mg/L	0,001 mg/L	0,9998
Nitrato (como N)	SMWW 4500- NO ₃ E	0,10 mg/L	0,008 mg/L	0,006 mg/L	0,9995
Fósforo Total	USEPA 200.7 / 6010D	0,016 mg/L	0,001 mg/L	0,0007 mg/L	0,9998
BTEX	Benzeno	1,0 µg/L	0,3 µg/L	0,042 µg/L	0,9996
	Tolueno	1,0 µg/L	0,3 µg/L	0,046 µg/L	0,9987
	m, p-Xileno	1,0 µg/L	0,3 µg/L	0,082 µg/L	0,9978
	o-Xileno	1,0 µg/L	0,3 µg/L	0,082 µg/L	0,9991
	Etilbenzeno	1,0 µg/L	0,3 µg/L	0,163 µg/L	0,9943
FENÓIS	2,3,4,6-Tetraclorofenol	0,04 µg/L	0,002 µg/L	0,00346 µg/L	0,9983
	2,3,5-Trimetilfenol	0,04 µg/L	0,002 µg/L	0,005072 µg/L	0,9979
	2,3,6-Trimetilfenol	0,04 µg/L	0,002 µg/L	0,004512 µg/L	0,9967
	2,3-Dimetilfenol	0,04 µg/L	0,002 µg/L	0,005376 µg/L	0,9991
	2,4,5-Triclorofenol	0,04 µg/L	0,002 µg/L	0,003672 µg/L	0,9969
	2,4,6-Triclorofenol	0,04 µg/L	0,002 µg/L	0,006708 µg/L	0,9984
	2,4,6-Trimetilfenol	0,04 µg/L	0,002 µg/L	0,004708 µg/L	0,9991
	2,4-Diclorofenol	0,04 µg/L	0,002 µg/L	0,002472 µg/L	0,9989
	2,4-Dimetilfenol	0,04 µg/L	0,002 µg/L	0,003276 µg/L	0,9989
	2,5-Dimetilfenol	0,04 µg/L	0,002 µg/L	0,003596 µg/L	0,9977

	PARÂMETROS	MÉTODO ANALÍTICO	LQ DO MÉTODO	LD DO MÉTODO	INCERTEZA DA MEDIÇÃO	COEFICIENTES DA CURVA DE CALIBRAÇÃO
FENÓIS	2,6-Diclorofenol	USEPA 3510C / 8270E	0,04 µg/L	0,002 µg/L	0,001428 µg/L	0,9986
	2,6-Dimetilfenol		0,04 µg/L	0,002 µg/L	0,00298 µg/L	0,9992
	2-Clorofenol		0,04 µg/L	0,002 µg/L	0,00288 µg/L	0,9981
	2-Etilfenol		0,04 µg/L	0,002 µg/L	0,002092 µg/L	0,9991
	2-Isopropilfenol		0,04 µg/L	0,002 µg/L	0,002332 µg/L	0,9981
	2-Metilfenol (o-cresol)		0,04 µg/L	0,002 µg/L	0,00376 µg/L	0,9983
	2-Nitrofenol		0,04 µg/L	0,002 µg/L	0,002472 µg/L	0,9981
	3,4,5-Trimetilfenol		0,04 µg/L	0,002 µg/L	0,004212 µg/L	0,9967
	3,4-Dimetilfenol		0,04 µg/L	0,002 µg/L	0,001016 µg/L	0,9987
	3,5-Dimetilfenol		0,04 µg/L	0,002 µg/L	0,005068 µg/L	0,9987
	3-Metilfenol (m-cresol)		0,04 µg/L	0,002 µg/L	0,004152 µg/L	0,9989
	4-Cloro-3-Metilfenol		0,04 µg/L	0,002 µg/L	0,002264 µg/L	0,9983
	4-Etilfenol		0,04 µg/L	0,002 µg/L	0,004004 µg/L	0,9989
	4-Metilfenol (p-cresol)		0,04 µg/L	0,002 µg/L	0,001824 µg/L	0,9990
	4-Nitrofenol		0,04 µg/L	0,002 µg/L	0,005472 µg/L	0,9980
	Fenol		0,04 µg/L	0,002 µg/L	0,002372 µg/L	0,9967
	Pentaclorofenol		0,04 µg/L	0,002 µg/L	0,001824 µg/L	0,9948
	Tribromofenol		0,04 µg/L	0,002 µg/L	0,001892 µg/L	0,9968
	Soma dos fenóis totais		0,04 µg/L	0,002 µg/L	0,005472 µg/L	-
HPA	Acenafteno	USEPA 3540C / 8270E	0,005 µg/L	0,002 µg/L	0,0004615 µg/L	0,9972
	Acenaftileno		0,005 µg/L	0,002 µg/L	0,00035 µg/L	0,9985
	Antraceno		0,005 µg/L	0,002 µg/L	0,000312 µg/L	0,9976
	Benzo (a) antraceno		0,005 µg/L	0,002 µg/L	0,0005305 µg/L	0,9993
	Benzo (a) pireno		0,005 µg/L	0,002 µg/L	0,000334 µg/L	0,9985
	Benzo (b) fluoranteno		0,005 µg/L	0,002 µg/L	0,000428 µg/L	0,9991
	Benzo (g,h,i) perileno		0,005 µg/L	0,002 µg/L	0,0003865 µg/L	0,9969
	Benzo (k) fluoranteno		0,005 µg/L	0,002 µg/L	0,000335 µg/L	0,9975
	Criseno		0,005 µg/L	0,002 µg/L	0,000418 µg/L	0,9973

PARÂMETROS		MÉTODO ANALÍTICO	LQ DO MÉTODO	LD DO MÉTODO	INCERTEZA DA MEDIÇÃO	COEFICIENTES DA CURVA DE CALIBRAÇÃO
HPA	Dibenzo (a,h) antraceno	USEPA 3540C / 8270E	0,005 µg/L	0,002 µg/L	0,0003865 µg/L	0,9982
	Fenantreno		0,005 µg/L	0,002 µg/L	0,0004595 µg/L	0,9969
	Fluoranteno		0,005 µg/L	0,002 µg/L	0,000262 µg/L	0,9961
	Fluoreno		0,005 µg/L	0,002 µg/L	0,0004265 µg/L	0,9974
	Indeno (1,2,3-cd) pireno		0,005 µg/L	0,002 µg/L	0,0004675 µg/L	0,9982
	Naftaleno		0,005 µg/L	0,002 µg/L	0,0002465 µg/L	0,9975
	Pireno		0,005 µg/L	0,002 µg/L	0,000265 µg/L	0,9964
	Soma de HPAs		0,005 µg/L	0,002 µg/L	0,00053 µg/L	-
HTP	n-C8	USEPA 3510C / 8015 D	0,5 µg/L	0,2 µg/L	0,040 µg/L	0,9901
	n-C9		0,5 µg/L	0,2 µg/L	0,038 µg/L	0,9941
	n-C10		0,5 µg/L	0,2 µg/L	0,059 µg/L	0,9939
	n-C11		0,5 µg/L	0,2 µg/L	0,090 µg/L	0,9937
	n-C12		0,5 µg/L	0,2 µg/L	0,070 µg/L	0,9941
	n-C13		0,5 µg/L	0,2 µg/L	0,073 µg/L	0,9944
	n-C14		0,5 µg/L	0,2 µg/L	0,057 µg/L	0,9932
	n-C15		0,5 µg/L	0,2 µg/L	0,055 µg/L	0,9942
	n-C16		0,5 µg/L	0,2 µg/L	0,038 µg/L	0,9924
	n-C17		0,5 µg/L	0,2 µg/L	0,064 µg/L	0,9937
	n-C18		0,5 µg/L	0,2 µg/L	0,069 µg/L	0,9946
	n-C19		0,5 µg/L	0,2 µg/L	0,054 µg/L	0,9985
	n-C20		0,5 µg/L	0,2 µg/L	0,058 µg/L	0,9971
	n-C21		0,5 µg/L	0,2 µg/L	0,065 µg/L	0,9980
	n-C22		0,5 µg/L	0,2 µg/L	0,073 µg/L	0,9974
	n-C23		0,5 µg/L	0,2 µg/L	0,060 µg/L	0,9973
	n-C24		0,5 µg/L	0,2 µg/L	0,056 µg/L	0,9975
	n-C25		0,5 µg/L	0,2 µg/L	0,078 µg/L	0,9976
	n-C26		0,5 µg/L	0,2 µg/L	0,073 µg/L	0,9935
	n-C27		0,5 µg/L	0,2 µg/L	0,043 µg/L	0,9971

PARÂMETROS		MÉTODO ANALÍTICO	LQ DO MÉTODO	LD DO MÉTODO	INCERTEZA DA MEDIÇÃO	COEFICIENTES DA CURVA DE CALIBRAÇÃO
HTP	n-C28	USEPA 3510C / 8015 D	0,5 µg/L	0,2 µg/L	0,032 µg/L	0,9945
	n-C29		0,5 µg/L	0,2 µg/L	0,047 µg/L	0,9912
	n-C30		0,5 µg/L	0,2 µg/L	0,055 µg/L	0,9924
	n-C31		0,5 µg/L	0,2 µg/L	0,086 µg/L	0,9906
	n-C32		0,5 µg/L	0,2 µg/L	0,079 µg/L	0,9911
	n-C33		0,5 µg/L	0,2 µg/L	0,049 µg/L	0,9907
	n-C34		0,5 µg/L	0,2 µg/L	0,053 µg/L	0,9898
	n-C35		0,5 µg/L	0,2 µg/L	0,043 µg/L	0,9920
	n-C36		0,5 µg/L	0,2 µg/L	0,044 µg/L	0,9917
	n-C37		0,5 µg/L	0,2 µg/L	0,047 µg/L	0,9917
	n-C38		0,5 µg/L	0,2 µg/L	0,043 µg/L	0,9940
	n-C39		0,5 µg/L	0,2 µg/L	0,040 µg/L	0,9922
	n-C40		0,5 µg/L	0,2 µg/L	0,040 µg/L	0,9928
	n-Alcanos		0,5 µg/L	0,2 µg/L	0,086 µg/L	-
	Pristano		0,5 µg/L	0,2 µg/L	0,069 µg/L	0,9981
	Fitano		0,5 µg/L	0,2 µg/L	0,042 µg/L	0,9966
	Hidrocarbonetos Resolvidos do Petróleo (HRP)		0,5 µg/L	0,2 µg/L	0,0389 µg/L	0,9989
	TPH Total		1,0 µg/L	0,2 µg/L	0,123 µg/L	0,9989
	Mistura Complexa Não-Resolvida (MCNR)		0,5 µg/L	0,2 µg/L	0,0389 µg/L	0,9989

Tabela IV-7 – Métodos analíticos utilizados com os respectivos procedimentos pré-tratamento adotados, limites de quantificação e detecção dos métodos com as incertezas de medição e os coeficientes das curvas de calibração, conforme os parâmetros analisados nas amostras de sedimento da 17ª campanha do Programa de Monitoramento Ambiental da Plataforma de Mexilhão.

PARÂMETROS		MÉTODO ANALÍTICO	LQ DO MÉTODO	LD DO MÉTODO	INCERTEZA DA MEDIÇÃO	COEFICIENTES DA CURVA DE CALIBRAÇÃO
Nitrogênio Total		Combustão em analisador elementar CHN (Verardo et al., 1990)	20,0 mg/Kg	5,0 mg/Kg	1,5 mg/Kg	0,9995
Carbono Orgânico Total			0,3%	0,1%	0,045%	0,9998
Carbonatos		Gravimetria após descarbonatação por ataque ácido (Leventhal & Taylor, 1990)	0,3%	0,1%	0,045%	-
HPA	Acenafteno	USEPA 3540C / 8270E	1,0 µg/Kg	0,3 µg/Kg	0,2 µg/Kg	0,9972
	Acenaftileno		1,0 µg/Kg	0,3 µg/Kg	0,2 µg/Kg	0,9985
	Antraceno		1,0 µg/Kg	0,3 µg/Kg	0,2 µg/Kg	0,9976
	Benzo (a) antraceno		1,0 µg/Kg	0,3 µg/Kg	0,2 µg/Kg	0,9993
	Benzo (a) pireno		1,0 µg/Kg	0,3 µg/Kg	0,2 µg/Kg	0,9985
	Benzo (b) fluoranteno		1,0 µg/Kg	0,3 µg/Kg	0,2 µg/Kg	0,9991
	Benzo (g,h,i) perileno		1,0 µg/Kg	0,3 µg/Kg	0,2 µg/Kg	0,9969
	Benzo (k) fluoranteno		1,0 µg/Kg	0,3 µg/Kg	0,2 µg/Kg	0,9975
	Criseno		1,0 µg/Kg	0,3 µg/Kg	0,2 µg/Kg	0,9973
	Dibenzo (a,h) antraceno		1,0 µg/Kg	0,3 µg/Kg	0,2 µg/Kg	0,9982
	Fenantreno		1,0 µg/Kg	0,3 µg/Kg	0,2 µg/Kg	0,9969
	Fluoranteno		1,0 µg/Kg	0,3 µg/Kg	0,2 µg/Kg	0,9961
	Fluoreno		1,0 µg/Kg	0,3 µg/Kg	0,2 µg/Kg	0,9974
	Indeno (1,2,3-cd) pireno		1,0 µg/Kg	0,3 µg/Kg	0,2 µg/Kg	0,9982
	Naftaleno		1,0 µg/Kg	0,3 µg/Kg	0,2 µg/Kg	0,9975
	Pireno		1,0 µg/Kg	0,3 µg/Kg	0,2 µg/Kg	0,9964
Soma de HPAs		1,0 µg/Kg	0,3 µg/Kg	0,2 µg/Kg	-	

PARÂMETROS		MÉTODO ANALÍTICO	LQ DO MÉTODO	LD DO MÉTODO	INCERTEZA DA MEDIÇÃO	COEFICIENTES DA CURVA DE CALIBRAÇÃO
HTP	n-C8	USEPA 3540C / 8015C	10,0 µg/Kg	3,0 µg/Kg	2,0 µg/Kg	0,9942
	n-C9		10,0 µg/Kg	3,0 µg/Kg	2,0 µg/Kg	0,9965
	n-C10		10,0 µg/Kg	3,0 µg/Kg	2,0 µg/Kg	0,9980
	n-C11		10,0 µg/Kg	3,0 µg/Kg	2,0 µg/Kg	0,9967
	n-C12		10,0 µg/Kg	3,0 µg/Kg	2,0 µg/Kg	0,9955
	n-C13		10,0 µg/Kg	3,0 µg/Kg	2,0 µg/Kg	0,9959
	n-C14		10,0 µg/Kg	3,0 µg/Kg	2,0 µg/Kg	0,9957
	n-C15		10,0 µg/Kg	3,0 µg/Kg	2,0 µg/Kg	0,9959
	n-C16		10,0 µg/Kg	3,0 µg/Kg	2,0 µg/Kg	0,9954
	n-C17		10,0 µg/Kg	3,0 µg/Kg	2,0 µg/Kg	0,9940
	n-C18		10,0 µg/Kg	3,0 µg/Kg	2,0 µg/Kg	0,9956
	n-C19		10,0 µg/Kg	3,0 µg/Kg	2,0 µg/Kg	0,9955
	n-C20		10,0 µg/Kg	3,0 µg/Kg	2,0 µg/Kg	0,9959
	n-C21		10,0 µg/Kg	3,0 µg/Kg	2,0 µg/Kg	0,9969
	n-C22		10,0 µg/Kg	3,0 µg/Kg	2,0 µg/Kg	0,9972
	n-C23		10,0 µg/Kg	3,0 µg/Kg	2,0 µg/Kg	0,9969
	n-C24		10,0 µg/Kg	3,0 µg/Kg	2,0 µg/Kg	0,9967
	n-C25		10,0 µg/Kg	3,0 µg/Kg	2,0 µg/Kg	0,9971
	n-C26		10,0 µg/Kg	3,0 µg/Kg	2,0 µg/Kg	0,9975
	n-C27		10,0 µg/Kg	3,0 µg/Kg	2,0 µg/Kg	0,9977
	n-C28		10,0 µg/Kg	3,0 µg/Kg	2,0 µg/Kg	0,9976
	n-C29		10,0 µg/Kg	3,0 µg/Kg	2,0 µg/Kg	0,9974
	n-C30		10,0 µg/Kg	3,0 µg/Kg	2,0 µg/Kg	0,9973
	n-C31		10,0 µg/Kg	3,0 µg/Kg	2,0 µg/Kg	0,9966
	n-C32		10,0 µg/Kg	3,0 µg/Kg	2,0 µg/Kg	0,9958
	n-C33		10,0 µg/Kg	3,0 µg/Kg	2,0 µg/Kg	0,9949
	n-C34		10,0 µg/Kg	3,0 µg/Kg	2,0 µg/Kg	0,9935
	n-C35		10,0 µg/Kg	3,0 µg/Kg	2,0 µg/Kg	0,9928

PARÂMETROS	MÉTODO ANALÍTICO	LQ DO MÉTODO	LD DO MÉTODO	INCERTeza DA MEDIÇÃO	COEFICIENTES DA CURVA DE CALIBRAÇÃO
HTP	n-C36	10,0 µg/Kg	3,0 µg/Kg	2,0 µg/Kg	0,9915
	n-C37	10,0 µg/Kg	3,0 µg/Kg	2,0 µg/Kg	0,9905
	n-C38	10,0 µg/Kg	3,0 µg/Kg	2,0 µg/Kg	0,9903
	n-C39	10,0 µg/Kg	3,0 µg/Kg	2,0 µg/Kg	0,9961
	n-C40	10,0 µg/Kg	3,0 µg/Kg	2,0 µg/Kg	0,9953
	n-Alcanos	10,0 µg/Kg	3,0 µg/Kg	2,0 µg/Kg	-
	Pristano	10,0 µg/Kg	3,0 µg/Kg	2,0 µg/Kg	0,9971
	Fitano	10,0 µg/Kg	3,0 µg/Kg	2,0 µg/Kg	0,9961
	Hidrocarbonetos Resolvidos do Petróleo (HRP)	10,0 µg/Kg	3,0 µg/Kg	2,0 µg/Kg	0,9966
	TPH Total	150,0 µg/Kg	45,0 µg/Kg	30,0 µg/Kg	0,9965
Metais biodisponíveis	Mistura Complexa Não-Resolvida (MCNR)	10,0 µg/Kg	3,0 µg/Kg	2,0 µg/Kg	0,9966
	Alumínio	0,60 mg/Kg	0,30 mg/Kg	0,078 mg/Kg	0,9999
	Bário	0,15 mg/Kg	0,04 mg/Kg	0,0195 mg/Kg	0,9999
	Cádmio	0,02 mg/Kg	0,01 mg/Kg	0,0026 mg/Kg	0,9999
	Chumbo	0,15 mg/Kg	0,01 mg/Kg	0,0195 mg/Kg	0,9999
	Cobre	0,09 mg/Kg	0,03 mg/Kg	0,0117 mg/Kg	0,9999
	Cromo	0,90 mg/Kg	0,20 mg/Kg	0,117 mg/Kg	0,9999
	Ferro	3,00 mg/Kg	0,30 mg/Kg	0,190 mg/Kg	0,9995
	Manganês	0,30 mg/Kg	0,10 mg/Kg	0,039 mg/Kg	0,9999
	Níquel	0,30 mg/Kg	0,20 mg/Kg	0,039 mg/Kg	0,9993
	Vanádio	0,15 mg/Kg	0,07 mg/Kg	0,0195 mg/Kg	0,9999
	Zinco	0,30 mg/Kg	0,10 mg/Kg	0,039 mg/Kg	0,9998
	Arsênio	0,10 mg/Kg	0,03 mg/Kg	0,0051 mg/Kg	0,9998
	Mercúrio	0,038 mg/Kg	0,001 mg/Kg	0,0006 mg/Kg	0,9999
Granulometria		ISO 13320:2020	-	-	-

Tabela IV-8 – Classes granulométricas e respectivos tamanhos de grão, em ϕ e mm, considerados nas análises das amostras de sedimento da 17ª campanha do Programa de Monitoramento Ambiental da Plataforma de Mexilhão.

TAMANHO DO GRÃO (ϕ)	TAMANHO DO GRÃO (mm)	CLASSE GRANULOMÉTRICA
$\phi < -8$	> 256	Matacão
$-8 < \phi < -6$	$256 - 64$	Bloco
$-6 < \phi < -2$	$64 - 4$	Seixo
$-2 < \phi < -1$	$4 - 2$	Grânulo
$-1 < \phi < 0$	$2 - 1$	Areia muito grossa
$0 < \phi < 1$	$1 - 0,5$	Areia grossa
$1 < \phi < 2$	$0,5 - 0,25$	Areia média
$2 < \phi < 3$	$0,25 - 0,125$	Areia fina
$3 < \phi < 4$	$0,125 - 0,0625$	Areia muito fina
$4 < \phi < 5$	$0,0625 - 0,03125$	Silte grosso
$5 < \phi < 6$	$0,03125 - 0,01563$	Silte médio
$6 < \phi < 7$	$0,01563 - 0,00781$	Silte fino
$7 < \phi < 8$	$0,00781 - 0,00391$	Silte muito fino
$8 < \phi$	$< 0,00391$	Argila

Após a remoção do formol das amostras por sifonamento, o material dos frascos de cada amostra destinada à análise de macrofauna bentônica foi reunido e lavado com água corrente em baixa vazão para retirada de partículas finas. O processo de triagem teve início com a elutriação, que permite a separação dos organismos mais leves do sedimento a partir da separação do material sobrenadante. Com o auxílio de um microscópio estereoscópico, os organismos encontrados foram separados em seus respectivos grupos taxonômicos e, posteriormente, identificados ao menor nível taxonômico possível com auxílio de bibliografia adequada. Os poliquetas foram identificados, minimamente, até o nível de família, crustáceos em ordem, e moluscos e equinodermos em classe. Para os poliquetas, foram contabilizados apenas os organismos que apresentavam cabeça; para os moluscos, apenas as conchas que continham partes moles ou que não estivessem danificadas; os briozoários foram contabilizados apenas quando apresentaram tecidos vivos e para os cnidários, apenas as formas solitárias foram contabilizadas. Todas as espécies identificadas tiveram sua nomenclatura e classificação checadas no *WoRMS – World Register of Marine Species* (<http://www.marinespecies.org/>) e quando não disponível nesse, foi consultado no portal do ITIS – *Integrated Taxonomic Information System* (<http://www.itis.gov/>). Todo o material utilizado foi lavado entre o processamento das

amostras para evitar contaminação e todo o processo analítico foi controlado por meio de fichas de triagem. A análise resultou na geração de uma planilha de abundância com a contagem individual de cada organismo encontrado, expresso em número de indivíduos.

No Anexo XI-6, consta a carta de tombamento de material biológico, referente aos organismos identificados na macrofauna bentônica da atual campanha.

IV.3 - TRATAMENTO E ANÁLISE DOS DADOS

Os resultados foram inicialmente avaliados para verificação do atendimento aos critérios de aceitação dos controles de qualidade analítica previamente estabelecidos. Os Anexo XI-4 e Anexo XI-5 apresentam os resultados dessa etapa para as análises de água e de sedimento e macrofauna bentônica, respectivamente, sendo possível constatar que 100% das amostras analisadas tiveram resultados com qualidade satisfatória, de modo que todos os resultados obtidos puderam ser utilizados sem ressalvas para a avaliação das condições da qualidade ambiental da área.

Para a realização de cálculos e inserção dos resultados inferiores aos limites dos métodos nas representações gráficas, valores abaixo dos limites de detecção (LD) e dos limites de quantificação (LQ) foram substituídos pela metade dos respectivos limites (LD/2 e LQ/2). Para as análises comparativas realizadas com a série histórica do monitoramento, considerou-se o mesmo critério de tratamento dos dados, porém, com base no menor limite empregado nas análises ao longo das campanhas, visando evitar que fossem destacadas diferenças relacionadas unicamente às diferentes figuras de mérito das análises. Para avaliação e comparação dos resultados da campanha, foram consideradas as seguintes referências:

- visando avaliar a razoabilidade dos resultados para um ambiente prístino na região, foi considerada a variabilidade dos resultados das estações controle de água (estações a montante) monitoradas ao longo do projeto e dos dados de sedimento e macrofauna bentônica anteriores a operação da PMXL-1 disponíveis no projeto, bem como dos resultados do Projeto de Caracterização Regional da Bacia de Santos – PCR-BS nas proximidades da PMXL-1, considerando-se os dados das estações E04 e E05 para sedimento e macrofauna bentônica, e das estações E02 e E03 para água (Figura III-1; Anexo XI-8):

- padrão de qualidade para Águas Salinas Classe 1 da Resolução CONAMA nº 357/05, avaliando-se enquadramento conforme aplicabilidade definida pela Resolução CONAMA nº 393/2007;

- valores de referência de sedimento dispostos na Resolução CONAMA nº 454/2012, adotada em função da ausência de um instrumento legal nacional que

normatize especificamente sobre a qualidade do sedimento marinho para fins de monitoramento ambiental, e;

- valores de referência estipulados para água e sedimento por legislações internacionais, tais como agências ambientais dos Estados Unidos (BUCHMANN, 2008; MCDONALD, 1994), Canadá (CCME, 1999 e 2001), União Europeia (UE, 2008 e 2013) e Austrália e Nova Zelândia (ANZECC, 2000a, 2000b, 2013 e 2021), para verificar se os resultados indicam riscos à qualidade ambiental e/ou possíveis efeitos deletérios à biota. Uma compilação destes limites é apresentada no Anexo XI-7. Visando uma análise conservadora dos dados, esta comparação foi inicialmente realizada sempre em referência ao menor limite disposto nas legislações internacionais consultadas, empregando-se valores adicionais conforme pertinência e justificando-se toda e qualquer eventual não aplicabilidade dos valores.

Quando a comparação em relação às referências consideradas indicou possibilidades de alterações da qualidade ambiental, foram procedidas análises complementares para avaliação de possíveis fontes de contaminação, com base nos efluentes descartados pela unidade e no comportamento esperado para os efluentes no meio marinho do entorno. Tal análise considera, portanto, o estudo de modelagem da dispersão da água produzida pela plataforma e dados de caracterização e vazão dos efluentes descartados no período da campanha.

A seguir, são descritos tratamentos aplicados de forma específica aos dados das matrizes água, sedimento e biota.

IV.3.1 - Qualidade da Água

Com os dados de temperatura e salinidade obtidos durante a subida do CTD, foi possível avaliar o comportamento vertical destes parâmetros nas diferentes estações e identificar a configuração das massas d'água no local no momento das amostragens.

A classificação das massas d'água foi realizada com base em diagrama TS, utilizando-se o *software classifyWaterMass*, desenvolvido pela Petrobras com referência nos limites de densidade neutra definidos pelo PCR-BS (DOTTORI *et al.*,

2022) para as diferentes massas d'água presentes na Bacia de Santos (Tabela IV-9).

Tabela IV-9 – Limites de densidade neutra definidos pelo PCR-BS para identificação das diferentes massas d'água da Bacia de Santos.

Massa d'água	Densidade neutra (kg/m ³)
Água Tropical (AT)	< 25,85
Água Central do Atlântico Sul (ACAS)	de 25,85 a 27,10
Água Intermediária Antártica (AIA)	de 27,10 a 27,60
Água Circumpolar Superior (ACS)	de 27,60 a 27,90
Água Profunda do Atlântico Norte (APAN)	de 27,90 a 28,10
Água Circumpolar Inferior (ACI)	de 28,10 a 28,27
Água de Fundo Antártica (AFA)	> 28,27

IV.3.2 - Qualidade do Sedimento

Os dados referentes às triplicatas das concentrações dos parâmetros analisados no sedimento foram agrupados em razão da estação de coleta, sendo consideradas as concentrações médias das estações nas análises descritivas e os dados das tréplicas nas análises estatísticas comparativas.

A análise da composição granulométrica do sedimento foi realizada pelo programa *Sysgran* 4.0, através do qual foi obtido o diagrama de *Sheppard*, conforme classificação de Folk e Ward (1957). Adicionalmente, foi realizada uma classificação do sedimento conforme Larssonneur (1977), que sugere categorias com diferentes fontes de carbonato de acordo com os teores encontrados do parâmetro: litoclásticos ($\text{CaCO}_3 < 30\%$), litobioclásticos (CaCO_3 entre 30% e 50%), biolitoclásticos (CaCO_3 entre 50% e 70%) e bioclásticos ($\text{CaCO}_3 > 70\%$).

A razão carbono orgânico total/nitrogênio total (C/N) foi utilizada com o objetivo de determinar a contribuição de matéria orgânica de origem terrestre ou marinha no sedimento da região. Esta razão é considerada um método eficaz, pois se baseia nas proporções atômicas dos parâmetros para distinguir a fração de matéria orgânica sedimentar derivada de algas, com rico material proteico, e plantas terrestres, com presença abundante de celulose (NASIR *et al.*, 2016; MEYERS, 1994). Em função disto, as proporções atômicas C/N encontradas no fitoplâncton marinho variam entre 4 e 10 (MEYERS, 1994; CARREIRA, 2000), enquanto o

bacterioplâncton tem proporções atômicas C/N variando entre 2,6 e 4,3 (LEE; FUHRMAN, 1987) e as plantas vasculares terrestres resultam em razões C/N maiores que 15 (SAMPEI; MATSUMOTO, 2001; RUMOLO *et al.*, 2011; WU *et al.*, 2023).

Para avaliação do enriquecimento ou depleção dos metais no sedimento, foi realizado um procedimento de “normalização” dos dados, calculando-se, para cada estação, a razão das concentrações de cada elemento em função das respectivas concentrações de alumínio. Sendo o alumínio um elemento conservativo, tal razão permite identificar variações nas concentrações dos demais metais relacionadas a processos distintos dos mecanismos que determinam a dinâmica sedimentar na área. Os resultados da campanha foram comparados com as razões da campanha de referência do projeto, através do cálculo do fator de enriquecimento (FE) (GOMES *et al.*, 2009; ENGUIX GONZÁLES *et al.*, 2000; SELVARAJ *et al.*, 2004), possibilitando a identificação de variações em relação às condições de base anteriores ao início da operação da atividade de Mexilhão:

$$FE = \frac{(Metal_x / Al_x)}{(Metal\ C4_x / Al\ C4_x)}$$

Onde:

Metal_x = concentração do elemento no sedimento na estação x da campanha corrente;

Metal C4_x = concentração do elemento na campanha C4 (que inaugurou o escopo da fase de operação), na estação x;

Al_x = concentração de alumínio no sedimento da estação x;

Al C4_x = concentração de alumínio na primeira campanha de monitoramento (fase de operação) em que o Metal_x foi registrado acima do limite de quantificação, na estação x.

Cabe ressaltar que o arsênio passou a ser analisado somente a partir da campanha PMPR_MXL_C14, portanto, resultados dessa campanha foram utilizados como background para este semimetal.

A classificação dos valores de FE foi então realizada conforme os intervalos descritos por Aprile e Bouvy (2010) e Taylor (1964), apresentados no Quadro IV-1.

Quadro IV-1 – Classificação do fator de enriquecimento (FE), conforme Aprile e Bouvy (2010) e Taylor (1964).

FE	Classificação do enriquecimento
<1	Sem enriquecimento
1 a 3	Pequeno
3 a 5	Moderado
5 a 10	Moderado a Severo
10 a 25	Severo
25 a 50	Muito Severo
>50	Extremamente Severo

IV.3.3 - Macrofauna Bentônica

Assim como para sedimento, os dados referentes às triplicatas amostrais da macrofauna bentônica foram agrupados em razão da estação de coleta, sendo considerados os valores médios das estações nas análises descritivas e os dados das tréplicas nas análises estatísticas comparativas.

Inicialmente, foi elaborado um inventário taxonômico compreendendo todos os táxons identificados nas diferentes estações amostrais. Ressalta-se que foi considerada somente a macrofauna *stricto sensu* encontrada no sedimento, sendo desconsiderados os organismos sobrenadantes, e que, conforme as atualizações referentes à classificação taxonômica do grupo Sipuncula, que foi transferido do nível de Filo para Ordem, o tratamento dos dados no presente relatório, assim como as discussões relacionadas a este grupo, considerou a sua inserção no filo Annelida.

Com o objetivo de avaliar a adequação do esforço amostral para descrição da comunidade bentônica, foram elaboradas duas curvas com base no estimador de riqueza de espécies *Jackknife1*, uma com o número de táxons estimados e outra com o número de táxons observados ao longo do projeto. Devido a divergências nas metodologias analíticas, esta análise desconsiderou os dados anteriores a PMPR_MXL_C6, sendo ainda necessária a transformação dos dados de densidade disponíveis para as campanhas PMPR_MXL_C7 e PMPR_MXL_C8 em

abundância, de modo a padronizar os dados de entrada da análise. Adicionalmente, as curvas de *Jackknife1* foram geradas através do programa *R* 4.3.2 (R CORE TEAM, 2023).

Com o objetivo de avaliar a estrutura da macrofauna bentônica no entorno da PMXL-1 foram calculados, para cada estação: densidade, abundância relativa, riqueza (S), diversidade (H') e equitabilidade (J'), conforme disposto na Tabela IV-10:

Tabela IV-10 – Cálculos dos indicadores ecológicos empregados para os dados da biota monitorada nas amostras da 17ª campanha do Programa de Monitoramento Ambiental da Plataforma de Mexilhão.

INDICADORES ECOLÓGICOS					
BIOTA	ABUNDÂNCIA	DENSIDADE (ind./m ²)	RIQUEZA NUMÉRICA (S)	DIVERSIDADE DE SHANNON- WIENER (H') (nats/ind)	EQUITABILIDADE DE PIELOU (J')
Macrofauna bentônica	Σ nº de indivíduos	<u>Abundância</u> $V_{amostral}$	Σ nº de táxons	$-\Sigma (p_i * \ln p_i)$	H' / H_{max}

$V_{amostral} = 0,04 \text{ m}^2$, considerando a coleta de 4 cores de $10 \times 10 \text{ cm}$.

p_i = proporção de indivíduos da i -ésima espécie = n_i/N , sendo:

n_i = número de indivíduos amostrados para a espécie i ;

N = número total de indivíduos amostrados;

H_{max} = diversidade máxima = $\ln S$.

Em razão de diferenças metodológicas aplicadas no cálculo do índice de diversidade ao longo da série histórica do PMPR_MXL, foi necessária a padronização das unidades do índice em nats/ind para parte dos dados históricos, com a finalidade de permitir a comparação entre as campanhas. No Anexo XI-10, estão apresentados os dados históricos e da atual campanha em todas as unidades (nats/ind, bits/ind, decits/ind) para fins comparativos.

A classificação da frequência de ocorrência dos táxons entre as amostras foi calculada como:

$$Fo = \frac{Ta \times 100}{TA}$$

Onde:

Fo = frequência de ocorrência (%);

Ta = número de amostras contendo a espécie;

TA = número total de amostras.

A classificação dos valores de Fo foi então realizada conforme os intervalos de frequência definidos por Matteucci & Colma (1982), apresentados no Quadro IV-2.

Quadro IV-2 – Classificação de frequência de ocorrência dos táxons segundo Matteucci & Colma (1982).

Frequência de ocorrência (%)	Classificação
> 70 e ≤ 100	Muito frequente
> 40 e ≤ 70	Frequente
> 10 e ≤ 40	Pouco frequente
> 0 e ≤ 10	Esporádico

Também foi calculada a dominância relativa (DR) dos táxons coletados em cada amostra conforme disposto abaixo:

$$DR = \frac{d}{D} \times 100$$

Onde:

d = densidade do táxon;

D = densidade total da amostra.

A classificação dos valores de DR de acordo com Simpson (1949) foi então realizada conforme os intervalos apresentados no Quadro IV-3.

Quadro IV-3 – Classificação da dominância relativa (SIMPSON, 1949).

Dominância Relativa (%)	Classificação
> 25 e ≤ 100	Dominante
> 5 e ≤ 25	Abundante
> 1 e ≤ 5	Pouco abundante
> 0 e ≤ 1	Rara

Para avaliação da macrofauna bentônica, foi calculada a razão entre a riqueza dos principais grupos observados ao longo do atual monitoramento, sendo eles crustáceos e poliquetas. Para o histórico desta mesma razão, foram considerados os dados das estações a 500 m de todas as campanhas da fase de operação, incluindo as campanhas C4, C5 e C6, visto que as diferenças metodológicas oriundas da identificação de moluscos não afetam o cálculo.

IV.4 - ANÁLISES ESTATÍSTICAS

IV.4.1 - Qualidade da Água e do Sedimento

Inicialmente, foi realizada uma análise estatística descritiva básica com os resultados de cada parâmetro, como um primeiro exercício de exploração do conjunto de dados, identificando-se mínimos, máximos, média e desvio-padrão. Os descritores foram obtidos para todo o conjunto de dados de sedimento, e compartmentados por estação e estrato para os dados de água, com o intuito de se obter uma primeira avaliação da distribuição espacial dos valores.

Para verificar os pressupostos de normalidade e homoscedasticidade da distribuição dos dados considerados nos testes estatísticos, foram realizados o teste de *Shapiro-Wilk* ($p > 0,05$) e o teste de *Levene* ($p > 0,05$), respectivamente. Quando não foram satisfeitos tais requisitos, transformações foram aplicadas com o intuito de obter uma distribuição normal e homogênea dos dados através de logaritmização (log), raiz quadrada e transformação recíproca para resultados do compartimento água. No entanto, ressalta-se que as tentativas de transformação dos dados dos parâmetros analisados no compartimento água não lograram sucesso por nenhum desses métodos, sendo adotada, nestes casos, a análise não paramétrica (*PERMANOVA*). Já para os dados de sedimento, foram testadas as transformações por log ($x+1$) e transformação recíproca para os dados brutos e arco seno para resultados em porcentagem de todos os parâmetros, com exceção de arsênio, bário, cobre, ferro, manganês e carbonatos, que apresentaram distribuição normal. Somente para os parâmetros cromo e níquel as transformações por log ($x+1$) e recíproca, respectivamente, foram efetivas, porém, a estatística paramétrica (*ANOVA*) foi realizada somente para os dados de níquel, uma vez que os dados de cromo permaneceram heterocedásticos.

Para os dados da base histórica, arsênio e vanádio não necessitaram de transformações, pois apresentaram distribuição normal, sendo avaliados por *ANOVA*, enquanto para os demais parâmetros, nenhuma das transformações resultou em sucesso, sendo aplicada *PERMANOVA*.

Cabe ressaltar que, conforme sugerido por Zar (2010), a transformação por log utilizando log (x) é comumente utilizada, porém, quando alguns valores do conjunto

de dados são pequenos (principalmente próximos de zero), a transformação por $\log(x + 1)$ é utilizada, evitando que estes valores fiquem negativos devido a logaritmização.

Nessa etapa também foi avaliada a existência de valores espúrios e *outliers* partir do *generalized Extreme Studentized Deviate test* – ESD (Teste ESD generalizado; ROSNER, 1983). Este teste deriva do teste de *Grubbs* (GRUBBS, 1950), sendo utilizado para detectar um ou mais outliers em um conjunto de dados univariados que segue uma distribuição aproximadamente normal, a ser indicado pelo teste de *Shapiro-Wilk*. Os *outliers* identificados foram avaliados individualmente quanto a retirada ou permanência no conjunto de dados, sendo sempre justificados diante da necessidade de exclusão do dado.

Com a finalidade de avaliar quais fatores de agrupamento dos dados contribuíram de forma significativa para a dispersão dos resultados da campanha, assim como a equivalência dos grupos formados, foi realizado o teste *ANOVA One-Way (Analysis of Variance)*, quando atendidas as premissas de normalidade e homoscedasticidade, ou o teste não-paramétrico *PERMANOVA (Permutation Multivariate Analysis of Variance)*, quando os dados não atenderam às premissas. Assim, os fatores testados para avaliação das variações espaciais do compartimento água foram: (i) a posição das estações em relação à PMXL-1 (montante e jusante), (ii) o raio amostral (5 raios: 150 m, 300 m, 500 m, 1.000 m e 2.000 m), (iii) radiais (alinhamento das estações com finais 1, 2 ou 3), (iv) as estações individualmente, (v) os estratos de coleta (SUP, ACTC, TC e ABTC) e (vi) as massas d'água amostradas (AC, AC/AT, AT, ACAS). Já para a variação espacial dos compartimentos sedimento, as análises deram-se conforme: (i) a finalidade das estações (monitoramento e controle), (ii) o raio amostral (200 m, 300 m, 500 m, 5.000 m), (iii) as radiais (5 radiais, considerando as estações controle como uma 5ª radial: NE, SE, SO, NO e controle) e (iv) as estações amostrais individualmente. Os fatores não significativos foram eliminados dos testes, permitindo a redistribuição da variância para destacar a contribuição dos fatores realmente relevantes.

Após a identificação dos fatores significativos ($p < 0,05$), foram realizados testes *post hoc* com o intuito de identificar a diferença entre os níveis de cada fator, sendo a *ANOVA* seguida pelo teste *a posteriori* de *Tukey HSD (Honest Significant Difference)*, e a *PERMANOVA*, pelo teste de *Dunn*.

Analogamente, foram procedidos testes para avaliação das variações temporais dos resultados ao longo das campanhas de monitoramento, com base na série histórica de dados do projeto. Para o compartimento água, visando verificar se os resultados da campanha diferem de resultados esperados para a região com base num ambiente prístino, foi inicialmente composta uma base histórica com dados das estações controle, retrocedendo-se a partir da atual campanha até a obtenção de n amostral equivalente ao n amostral das estações a jusante da atual campanha (i.e., $n = 40$), considerando-se, nos testes, os seguintes fatores de comparação: (i) posição das estações em relação à unidade de produção (montante e jusante), (ii) campanhas amostrais, (iii) laboratórios de análise, (iv) o raio amostral (5 raios: 150 m, 300 m, 500 m, 1.000 m e controle), (v) radiais (alinhamento das estações com finais 1, 2 ou 3), (vi) as estações individualmente, (vii) os estratos de coleta (SUP, ACTC, TC e ABTC) e (viii) as massas d'água amostradas (AC, AC/AT, AT, ACAS)¹.

Ressalta-se que o fator “Massa d'água”, embora relevante, foi desconsiderado para análises espaciais e temporais mais detalhadas de temperatura e salinidade, visto que as distinções, em última instância, vão refletir os próprios limites dos parâmetros que caracterizam cada massa d'água. Ademais, o fator “Laboratório” não foi considerado para as análises temporais dos parâmetros obtidos *in situ* (pH, temperatura, salinidade e OD).

Em relação ao sedimento, a análise para identificar variações temporais considerou os seguintes fatores de comparação (i) campanhas amostrais, (ii) laboratórios de análise e (iii) as estações individualmente. Neste caso, o conjunto de dados foi restrito às estações com dados disponíveis em todas as campanhas da série histórica e com manutenção da metodologia de coleta que garantisse a comparabilidade dos dados.

Para os dados históricos, considerou-se exatamente os mesmos testes e procedimentos descritos para as análises espaciais, destacando-se apenas o teste de *Dunn*, aplicado com o ajuste de *Bonferroni* (DUNN, 1961) para o valor de p (“ p -ajustado”) nas análises de sedimento. Este ajuste é recomendado quando são

¹ Visando parametrizar as categorias do fator entre as diversas campanhas, especificamente para as análises estatísticas, a classificação das massas d'água da presente campanha foi realizada conforme a metodologia empregada nas campanhas anteriores, isto é, com base em Tommasi (1994) e Silveira *et al.* (2000).

realizadas múltiplas comparações estatísticas em amostras dependentes ou independentes, uma vez que testar muitas amostras simultaneamente leva ao aumento da possibilidade de erros do tipo I, ou seja, falsos positivos (ARMSTRONG, 2014; JAFARI; ANSARI-POUR, 2019). Por outro lado, nas comparações entre as amostras da atual campanha e para dados históricos de água não foi aplicado este ajuste, pois, devido a menor quantidade de amostras, as diferenças seriam mascaradas. Isto ocorre porque o ajuste de *Bonferroni* também pode aumentar erros do tipo II, ou seja, falsos negativos, um erro que é magnificado em análises com menos amostras (SAURO; LEWIS, 2012; HARMON; LOSOS, 2005).

Para melhor visualização dos resultados obtidos na presente campanha de monitoramento, foram utilizados diagramas de caixa (*boxplot*), com simbologias que representam as diferenças estatísticas (com base nos testes *post hoc*) entre os níveis de cada fator. Cada *boxplot* ilustra a distribuição dos dados, incluindo valores discrepantes (*outliers*), valor máximo e valor mínimo (excluindo os *outliers*), além dos quartis (limites intermediários entre os quartis dados pela base, meio e topo da caixa). Assim como nos testes estatísticos, as representações gráficas dos resultados de sedimento consideraram os dados das triplicatas, de modo a manter a variabilidade original e evitar mascaramentos. Todos os diagramas, assim como os testes estatísticos e *post hoc*, foram gerados através do programa R 4.3.2 (R CORE TEAM, 2023).

IV.4.2 - Macrofauna Bentônica

Os indicadores ecológicos da campanha atual e da base histórica da macrofauna bentônica também foram testados quanto a normalidade e homoscedasticidade. Foram transformados os dados de riqueza, densidade e equitabilidade, por logaritmização, entretanto as tentativas de transformação dos dados de riqueza e equitabilidade não lograram sucesso pelo método aplicado. Em função disso, optou-se por utilizar uma estatística não paramétrica (*PERMANOVA*). Para a densidade, os dados transformados passaram a apresentar distribuição normal, no entanto, continuaram heterocedásticos, de modo que a estatística não paramétrica também foi utilizada. No que se refere a diversidade, a transformação

não se fez necessária, pois os dados atenderam aos requisitos de aplicação da estatística paramétrica (ANOVA).

Da mesma forma, para o conjunto de dados históricos, todos os indicadores foram transformados por log (x+1), porém somente para a densidade esse método de transformação logrou sucesso e foi utilizada a ANOVA. Para dos demais índices ecológicos, foi utilizada a PERMANOVA.

Em seguida, foram realizados testes estatísticos para avaliação das variações espaciais e temporais dos dados de densidade, riqueza, diversidade e equitabilidade da macrofauna bentônica, conforme os mesmos procedimentos aplicados e descritos para a análise dos dados de sedimento. Destaca-se que, para o teste de *Dunn*, assim como para sedimento, considerou-se o ajuste de *Bonferroni* para o valor de p ("p-ajustado") nas análises temporais, enquanto para as análises espaciais, não foi aplicado este ajuste. Com o objetivo de identificar padrões na distribuição espacial dos dados em relação às estações de amostragem, foi realizada ainda uma análise de agrupamento hierárquico (*Cluster*) a partir de uma matriz com dados de densidade média da macrofauna total (ind/m²), riqueza taxonômica, índice de diversidade de *Shannon-Wiener* e índice de equitabilidade de *Pielou*. Para realização da análise, os dados foram previamente padronizados pela soma do total e em seguida transformados por raiz quarta para gerar a matriz de semelhança utilizando a distância de *Bray-Curtis*. O *cluster* foi construído pelo método de encadeamento pelas médias aritméticas não ponderadas (*UPGMA – unweighted pair group method with arithmetic mean*). Os agrupamentos foram testados através do teste de permutação *SIMPROF* com significância de 5%, com a finalidade de avaliar se os grupos formados foram estatisticamente significativos. Por fim, foi realizada uma *PERMANOVA* par a par (*pair-wise tests*), para também testar o grau de significância das diferenças dos grupos formados, no entanto, tendo como base permutação simples, caso o número de permutações possíveis seja superior a 100, ou permutação junto ao teste de *Monte Carlo*, caso o número de permutações possíveis seja baixo (GORLEY; CLARKE; 2008).

Para analisar a composição da comunidade bentônica e a contribuição dos táxons na dissimilaridade entre as estações e entre as diversas campanhas do projeto, foi utilizada a análise de contribuição percentual de similaridade (*SIMPER, Similarity Percentage*) com base nos dados de densidade dos táxons (Clarke,

1993). Nas análises com os dados históricos, foram considerados os dados de densidade dos organismos das estações localizadas a 500 m da PMXL-1 e todos os táxons desatualizados foram destacados e a classificação atualizada foi apresentada, sendo considerados apenas os dados da campanha PMPR_MXL_C7 em diante, dada as diferenças metodológicas das campanhas anteriores, e com padronização dos dados das campanhas PMPR_MXL_C7 e PMPR_MXL_C8, para as quais foi necessário recalcular a densidade para adequação a real área de amostragem.

A análise de *SIMPER* foi realizada no programa *PAST* 4.14 (Hammer; Harper; Ryan, 2001), enquanto o *cluster*, o *SIMPROF* e a *PERMANOVA* foram realizados no programa *PRIMER*-e v.6 (CLARKE; GORLEY, 2006).

IV.4.3 - Análise Integrada

Foram realizadas correlações de *Spearman* entre os parâmetros físico-químicos do ambiente pelágico e entre os parâmetros físico-químicos e os índices ecológicos no ambiente bentônico. Tais análises foram conduzidas em caráter exploratório, e as correlações observadas foram consideradas para embasar a discussão dos resultados das demais análises, sendo apresentados conforme necessidade e potencial de agregação nas discussões.

Posteriormente, foram realizadas Análises de Componentes Principais (ACP) com o objetivo de avaliar a distribuição de todas as estações amostrais em relação aos parâmetros físico-químicos do ambiente pelágico e os parâmetros físico-químicos e índices ecológicos da macrofauna no ambiente bentônico. Os parâmetros físico-químicos foram considerados como variáveis ativas e os indicadores ecológicos, como suplementares. A composição taxonômica, a frequência de ocorrência e a contribuição dos táxons mais relevantes obtidos com a *SIMPER* foram integrados para discussão dos resultados, conforme pertinência. Para o compartimento água foram calculadas as médias de cada estação e para o compartimento sedimento, foram calculadas médias para todos os parâmetros com exceção da granulometria, para a qual foram considerados os percentuais das diferentes frações granulométricas identificadas. As variáveis significativamente relacionadas aos eixos (vetores em azul) foram determinadas através da distância

d ao centro do plano, sendo ela maior ou igual a $(2/m)^{0,5}$ (m = número de variáveis). As variáveis mais relevantes indicadas pela ACP foram selecionadas para análise de agrupamento hierárquico (*Cluster*).

As análises de agrupamento foram realizadas para os dados de água, para os dados de sedimento e para os dados de sedimento e macrofauna bentônica. Os dados utilizados nos agrupamentos foram previamente padronizados através da função *normalise* do PRIMER-E (versão 6) e a matriz de semelhança foi gerada por distância euclidiana. Em seguida, o cluster construído pelo método de encadeamento completo para verificar a similaridade entre as estações de amostragem. Para validar os agrupamentos obtidos na análise de *cluster*, foi aplicado o teste *a posteriori* SIMPROF, conforme critérios estatísticos já previamente descritos nas análises de macrofauna bentônica. Assim como na ACP, para granulometria, foram considerados os valores de mediana e das concentrações percentuais das diferentes frações granulométricas identificadas (Φ).

Ressalta-se que, para a análise integrada, a correlação de *Spearman* foi realizada no programa *PAST* 4.14 (HAMMER *et al.*, 2001), a análise de agrupamento hierárquico (*Cluster*), o *SIMPROF* e a *PERMANOVA* para os grupos do *Cluster* foram realizados pelo *PRIMER-e* v. 6 (CLARKE; GORLEY, 2006) e a ACP foi realizada no R 4.3.2 (R CORE TEAM, 2023).

Por fim, destaca-se que, nas análises supracitadas, não foram considerados os parâmetros cuja variância foi nula.

V - CONSIDERAÇÕES SOBRE OS PARÂMETROS ANALISADOS

V.1 - PARÂMETROS DA QUALIDADE DA ÁGUA

V.1.1 - Temperatura e Salinidade

A temperatura em sistemas aquáticos é capaz de influenciar processos físicos, químicos, geoquímicos e biológicos, o que a torna um parâmetro essencial em análises de qualidade da água (LALLI; PARSONS, 1997). Ela afeta a solubilidade dos gases, as trocas gasosas entre sedimento e coluna d'água e interfere na especiação de metais solúveis presentes no meio (BYRNE *et al.*, 1988; HOFFMANN *et al.*, 2012). Além de influenciar fatores físico-químicos, a temperatura também é um fator limitante para organismos aquáticos, sendo capaz de afetar seu desenvolvimento, uma vez que ela regula taxas metabólicas, assim como processos de distribuição espacial e temporal, desova e até diferenciação sexual (CASTRO; HUBER, 2012; SCHULTE, 2015). Variações de temperatura podem ocorrer em escalas variadas de tempo (variações sazonais, diárias etc.) e espaço, com a ocorrência de estratificação vertical ao longo da coluna d'água (CASTRO; HUBER, 2012) e de gradientes horizontais decorrentes de diferentes taxas de aquecimento solar e da presença de feições oceanográficas que acarretam movimentos verticais de água.

Já a salinidade é um importante fator abiótico capaz de reger a atividade metabólica dos organismos aquáticos, afetando diversos processos fisiológicos associados à osmorregulação, além de processos termodinâmicos e bioquímicos (TAKVAM *et al.*, 2021). Assim, a grande maioria das espécies está restrita a habitats com salinidade relativamente estável, de modo que ela também consiste em um fator limitante na distribuição de espécies marinhas, junto com a temperatura (KÜLTZ, 2015). Ademais, temperatura e salinidade combinadas determinam a densidade da água do mar e, conseqüentemente, seus movimentos verticais que acabam por transportar também nutrientes e oxigênio, além de permitir a caracterização de massas d'água (CASTRO; MIRANDA, 1998; EMERY, 2001).

V.1.2 - Oxigênio Dissolvido (OD)

O oxigênio é um dos gases dissolvidos mais importantes na dinâmica e caracterização dos ecossistemas aquáticos (ESTEVES, 2011). Sua solubilidade é proporcional às variações de temperatura e inversamente proporcional às variações de salinidade e pressão (LALLI; PARSONS, 1997). Este gás é proveniente, principalmente, da atmosfera e ação de organismos fotossintetizantes, e seu consumo ocorre devido a diversos processos, dentre eles, respiração de organismos aquáticos, decomposição da matéria orgânica e redução de gases como metano e CO₂ (LIBES, 2011).

Em relação a sua distribuição, o oxigênio não ocorre uniformemente nos oceanos, e as maiores concentrações, de modo geral, são observadas próximas à superfície. Todavia, à medida que há o consumo do oxigênio e uma queda na produtividade fotossintética com o aumento da profundidade, há um declínio nas concentrações deste gás, que comumente alcança um mínimo em profundidades entre 200 m e 1.000 m em oceano aberto, denominadas zona de oxigênio mínimo (NYBAKKEN; BERTNESS, 2005).

V.1.3 - Potencial Hidrogeniônico (pH)

O pH (potencial hidrogeniônico) é um parâmetro essencial na avaliação da qualidade da água, pois exerce grande influência sobre a solubilidade de compostos orgânicos e inorgânicos, e sobre a biodisponibilidade de alguns nutrientes, contaminantes e sua toxicidade, além de indicar possíveis contaminações de origem antrópica (SILVA *et al.*, 2019; DICKSON, 1993). De modo geral, o pH médio da água do mar é em torno de 8,1, podendo ser considerado ligeiramente básico (WEBB, 2021).

Devido aos sais presentes na água do mar, que impedem grandes variações no pH (sistema tampão), o sistema oceânico não é tão vulnerável a variações de pH quanto ambientes de água doce, onde maiores concentrações de CO₂ e maiores temperaturas acarretam diminuição do pH da água devido a liberação de H⁺ (BOYD *et al.*, 2011).

V.1.4 - Nutrientes (Nitrogênio Amoniacal, Nitrito, Nitrato e Fósforo Total)

O nitrogênio (N) é um macronutriente que participa de diversos processos biológicos aquáticos. No entanto, assim como outros nutrientes, o excesso de descarga no ambiente pode ocasionar eutrofização (TYRELL, 1999). A disponibilidade e a concentração deste elemento no ambiente estão relacionadas a diversos fatores, como: demanda biológica do fitoplâncton, processos hidrológicos (p. ex.: ressurgências costeiras, estratificação da coluna d'água), ciclagem de nutrientes, drenagem continental, dentre outros (JONES, 2011; VALENTIN, 1989).

O nitrogênio é um composto solúvel em água, que pode ser encontrado em formas como nitrato (NO_3^-), nitrito (NO_2^-) e amônio (NH_4^+) ou amônia (NH_3) (SILVA *et al.*, 2004). No ambiente, amônio e amônia são formas intercambiáveis de compostos nitrogenados a depender do pH e da temperatura, com a soma constituindo o nitrogênio amoniacal total (EMERSON *et al.*, 1975). Em águas superficiais, o nitrato se caracteriza como a principal forma de nitrogênio presente, dada sua estabilidade, no entanto, as formas de nitrogênio amoniacal (NH_3/NH_4) consistem nas formas preferencialmente assimiladas por organismos fitoplanctônicos, sendo em muitas áreas, considerado o nutriente que controla a produção primária local (FLORES MONTES *et al.*, 2021; SMITH *et al.*, 2014). A amônia é precursora de nitrito que, rapidamente, é oxidado a nitrato, num processo em duas etapas, conhecido como nitrificação. Entretanto, em ambientes redutores, o inverso também pode ocorrer (CETESB, 2022). Assim, a contribuição das formas de N é controlada basicamente pelas concentrações de O_2 no meio (LIBES, 2011).

Dentre as diversas origens, a amônia tem como principal fonte antropogênica o lançamento de fertilizantes, oriundos da agricultura, e o lançamento de esgotos sanitários, sendo formada através da hidrólise da ureia na água (AMBUS; ZECHMEISTER-BOLTENSTERN, 2007). A amônia, assim como outros produtos da oxidação do nitrogênio, é um componente tóxico à vida de peixes e muitas espécies não são capazes de suportar concentrações acima de 5 mg/L (RANDALL *et al.*, 2002). Já em relação ao nitrato, as principais fontes naturais nos oceanos são a atmosfera, o carreamento fluvial em áreas próximas à costa, o guano de aves

marinhas, que são ricos em nitrogênio orgânico e uréia, e a atividade vulcânica, além da nitrificação do amônio excretado pelo zooplâncton que vive abaixo da zona eufótica ou por processos de decomposição na superfície de sedimentos. Por outro lado, constituem fontes antrópicas, o óxido nitroso derivado de fertilizantes nitrogenados, liberação por motores à combustão, usinas termoeletricas e indústrias e degradação do petróleo em derrames em ambiente marinho (HAMILTON *et al.*, 2022; LIBES, 2011; NGATIA *et al.*, 2019; SHATOVA *et al.*, 2016).

Assim como o nitrogênio, o fósforo é um macronutriente necessário para o desenvolvimento de processos biológicos aeróbicos, como o crescimento do fitoplâncton marinho. Contudo, um aumento na sua concentração pode desencadear processos de eutrofização, resultando em um aumento excessivo de matéria orgânica (FLORES MONTES, 2003). No ambiente aquático, o fósforo é encontrado nas formas particulada e dissolvida, com o fósforo total correspondendo à soma dessas formas (SUZUMURA *et al.*, 2004). Em relação à entrada deste nutriente no ambiente natural, aportes fluviais e atmosféricos, especialmente associados a atividades agrícolas, constituem as principais fontes de fósforo para os oceanos, com o sedimento representando um importante sumidouro deste nutriente advindo da coluna d'água (HE *et al.*, 2021). Além disso, erosão de geleiras, descarga de águas subterrâneas, erosão costeira e vulcanismo também consistem importantes fontes de fósforo no ambiente marinho. Já a remoção deste nutriente ocorre, embora em menor escala, através de atividades hidrotermais, com a adsorção de fosfato dissolvido a partículas de plumas suspensas na coluna d'água (BATHURIN, 2003; DUHAMEL *et al.*, 2021; WALLMANN, 2010).

Flores Montes *et al.* (2021) apresentam a distribuição vertical de nutrientes no Atlântico Sul. Segundo os autores, o nitrato em águas tropicais ocorre em baixas concentrações (<0,003 mg/L) em camadas superficiais, com um aumento até base da zona fótica dos oceanos, alcançando valor máximo de aproximadamente 1,85 mg/L na zona de mistura, entre as profundidades de 500 e 1.000 m, onde nutrientes, de modo geral, começam a ser regenerados. Já para o fosfato, concentrações variam entre <0,002 mg/L na zona fótica, com uma queda mais acentuada que o nitrato em profundidades entre 500 e 1.000 m, podendo chegar a 0,19 mg/L em zonas profundas do Atlântico.

V.1.5 - Material Particulado em Suspensão (MPS)

O Material Particulado em Suspensão (MPS), ou sólidos em suspensão, compreende toda matéria orgânica viva ou não-viva, além de minerais de origem físico-química ou biogênica, que são agrupados em uma biomassa orgânica junto a sedimentos inorgânicos (DROPPO, 2001). Sua concentração e as características das partículas são dependentes de processos de floculação que, por conseguinte, estão associados a aspectos da hidrodinâmica e biologia do ambiente, assim como da concentração de matéria orgânica, tamanho dos grãos associados, entre outros (FETTWEIS; LEE, 2017).

O MPS, por sua capacidade de absorver e refratar a luz, possui a capacidade de diminuir a transparência na água, isto é, provoca um aumento da turbidez que pode levar à redução da produtividade primária (KIRK, 1994). Além disso, as partículas em suspensão também são frequentemente o meio através do qual metais pesados e outros poluentes são transportados, removidos e depositados no ambiente marinho (JAMES, 2002).

V.1.6 - Fenóis

O petróleo bruto, tal como é extraído, é composto por um número elevado de hidrocarbonetos, saturados e insaturados, como também por substâncias solúveis, como os fenóis, que, apesar de aparecerem em teores mínimos, na maioria, são muito tóxicos. Fenóis e seus derivados, como alquifenóis, estão entre os principais poluentes orgânicos encontrados em efluentes de resíduos industriais, como plataformas de gás e, em menores concentrações, de petróleo (GABARDO *et al.*, 2011). Estes compostos são perigosos para o ambiente marinho, pois podem atuar como desreguladores endócrinos, especialmente para peixes (LV *et al.*, 2019). Em contato com a água, fenóis tendem a se transformar, tornando-se ainda mais tóxicos que os compostos originais. Isto ocorre devido à interação com fatores físicos, químicos e biológicos presentes na água (BOYD *et al.*, 2001). A maioria dos fenóis possui características hidrofóbicas, de modo que conseguem ser absorvidos através da pele e pelo trato gastrointestinal humano. Além disso, são persistentes no ambiente e podem bioacumular (SOBIESIAK, 2017).

V.1.7 - Hidrocarbonetos

O petróleo é uma mistura complexa de diversos compostos, principalmente de carbono e hidrogênio, ou seja, de hidrocarbonetos (BAKER, 1970). Essa combinação complexa é composta principalmente por hidrocarbonetos alifáticos (n-alcanos e isoalcanos), alicíclicos e aromáticos (KUPPUSAMY *et al.*, 2020).

Arenos (ou aromáticos) são todos os compostos que contêm ao menos um anel benzênico. Os compostos denominados BTEX (benzeno, tolueno, etilbenzeno e xileno) apresentam apenas um anel benzênico, enquanto os hidrocarbonetos policíclicos aromáticos (HPA) são formados por dois a quatro anéis benzênicos. Já os hidrocarbonetos totais de petróleo (HTP) dizem respeito à quantidade bruta de hidrocarbonetos mensuráveis à base de petróleo medida através de cromatografia a gás, ou seja, correspondem ao somatório das frações de hidrocarbonetos resolvidos de petróleo (HRP) e à mistura complexa não resolvida (MCNR) (BREWER *et al.*, 2013). Por fim, os n-alcanos (ou parafinas) são hidrocarbonetos saturados de cadeia aberta.

V.1.7.1 - Hidrocarbonetos Policíclicos Aromáticos (HPA)

Os hidrocarbonetos policíclicos aromáticos (HPA) são uma classe constituída por centenas de compostos orgânicos formados por dois a quatro anéis benzênicos, sendo 16 deles considerados como prioritários pela Agência Americana de Proteção Ambiental (USEPA) devido ao seu potencial tóxico para seres humanos e outros organismos, além da persistência no ambiente (HUSSAR *et al.*, 2012): acenafteno, acenaftileno, antraceno, benzo(a)antraceno, benzo(a)fluoranteno, benzo(a)pireno, benzo(k)fluoranteno, benzo(g,h,i)perileno, criseno, dibenzo(a,h)antraceno, fenantreno, fluoranteno, fluoreno, indeno(1,2,3-cd)pireno, naftaleno e pireno.

Os HPA são compostos distribuídos globalmente e encontrados em todos os compartimentos (GONZÁLEZ-GAYA *et al.*, 2016). No entanto, as emissões naturais são limitadas, restringindo-se à queima espontânea de florestas e emissões vulcânicas. Por outro lado, as fontes antropogênicas são diversas, incluindo a queima de combustíveis como petróleo e seus derivados, carvão, madeira e gás de

carvão (LOPES; ANDRADE, 1996). Em corpos aquáticos, os HPA são considerados importantes contaminantes devido a sua toxicidade e aos efeitos carcinogênicos (HYLLAND, 2006).

V.1.7.2 - Hidrocarbonetos Totais de Petróleo (HTP), Hidrocarbonetos Resolvidos de Petróleo (HRP), Mistura Complexa Não Resolvida (MCNR) e n-Alcanos

Os hidrocarbonetos resolvidos de petróleo (HRP) correspondem à porção dos hidrocarbonetos que são resolvidos pela cromatografia gasosa. Eles são representados por todos os picos presentes no cromatograma, e valores elevados de concentração podem indicar a presença de hidrocarbonetos antropogênicos recentes, provenientes de lançamentos de efluentes industriais (CELINO *et al.*, 2008). Adicionalmente, a MCNR é composta por uma mistura de centenas de substâncias orgânicas que não podem ser separadas por cromatografia, além de isômeros e homólogos de hidrocarbonetos ramificados e cíclicos, com a presença destes compostos comumente indicando processos de degradação de petróleo (ADENIJI *et al.*, 2017; BOULOUBASSI; SALIOT, 1993).

Os n-alcanos, que apresentam de 1 a 40 átomos de carbono, podem ser encontrados no petróleo com concentrações oscilando entre 15 e 20%. A presença de elevadas concentrações de n-alcanos de cadeias menores ($<C_{25}$), que ocorrem em maior proporção em óleos derivados, pode indicar contaminação por querosene, diesel, lubrificantes e ceras (LIU *et al.*, 2016; OLAH; MOLNÁR, 2003).

Dentre os alcanos, compostos como pristano e fitano são os mais abundantes nesta matriz (mais de 55%), apesar de também possuírem origem biogênica (TISSOT; WELTE, 1984), derivada da degradação do fitol, presente na molécula de clorofila (CETESB, 2025).

V.1.7.3 - Benzeno, Tolueno, Etilbenzeno e Xileno (BTEX)

Os compostos benzeno, tolueno, etilbenzeno e xileno (BTEX) são compostos voláteis liberados na atmosfera por meio de processos de combustão de combustíveis fósseis e pela evaporação de gasolina. Ademais, são altamente

poluentes de oceanos e podem ser oriundos de derramamentos acidentais, por atividades de exploração de petróleo e gás durante o processamento e armazenamento de petróleo bruto, condensados e água de produção (BOLDEN *et al.*, 2015). Devido a sua alta solubilidade, os componentes reconhecidos como BTEX são comumente ingeridos e/ou absorvidos por organismos marinhos, levando ao aumento da mortalidade da biota marinha e redução significativa na quantidade de ovos com sucesso de fertilização (ANDRADE *et al.*, 2010; CORREIA *et al.*, 2015; SILVA *et al.*, 2022).

V.2 - PARÂMETROS DA QUALIDADE DO SEDIMENTO

Sedimentos são considerados importantes compartimentos de acumulação de metais, matéria orgânica e nutrientes no sistema aquático (KOLAROVA; NAPIÓRKOWSKI, 2021). As toxinas são comumente adsorvidas em materiais orgânicos, principalmente de grão finos, de modo que os sedimentos desempenham um papel importante no transporte e retenção de contaminantes (BIRCH, 2017). Neste compartimento, parâmetros como granulometria, carbonatos, nutrientes e carbono são determinantes para os organismos da flora e da fauna que vivem associados aos substratos. Assim, processos de poluição podem alterar a quantidade e qualidade de sedimentos nos ecossistemas, influenciando habitats aquáticos e, possivelmente, criando reservas de contaminantes ligados ao substrato, como metais pesados, pesticidas e patógenos (GRANT; BRIGGS, 2002).

V.2.1 - Granulometria

O sedimento marinho é constituído por uma ampla variedade de partículas de matéria orgânica e inorgânica que se depositam no fundo (GARRISON, 2010). A origem, distribuição e tamanho destas partículas dependem de uma combinação de processos físico-químicos e biológicos que ocorrem na coluna d'água e no fundo. Quanto à origem, os sedimentos podem ser biogênicos, terrígenos (fontes continentais) ou hidrogênicos (minerais precipitados), porém raramente são provenientes de uma única fonte. Em sua grande maioria, o sedimento no leito marinho, em geral, é uma mistura composta principalmente por partículas de origem biogênica e terrígena. A distribuição e tamanhos dos grãos que compõem o sedimento e seu grau de seleção estão intimamente relacionados com a hidrodinâmica da coluna d'água local, principalmente as correntes e ondas, que, a depender do arrasto e do tamanho da partícula, são capazes de transportar os grãos (GRABOWSKI *et al.*, 2011). Por exemplo, grãos mais grossos tendem a não se deslocar para grandes distâncias, enquanto grãos muito finos como argilas podem permanecer em suspensão por longos períodos (GRAY; ELLIOT, 2009).

O tamanho do grão e o grau de seleção estão dentre as características mais

importantes na avaliação da composição do sedimento. Dentre as principais classificações texturais aplicadas na oceanografia para sedimentos marinhos estão aquelas estabelecidas dentro da escala de *Wentworth* (1922) (ALVEIRINHO DIAS, 2004). Já o grau de seleção permite caracterizar a dispersão dos tamanhos de grãos no sedimento (NICHOLS, 2009; FOLK; WARD, 1957), de modo que sedimentos bem selecionados implicam em grãos com pequena dispersão dos seus valores granulométricos, enquanto sedimentos mal selecionados contêm uma ampla gama de tamanhos de partículas. Esta classificação pode fornecer evidências sobre a origem e a história do transporte das partículas, baseada no efeito que o aumento na distância no transporte e a agitação repetida provoca no sedimento, tendendo a separar os diferentes tamanhos de grãos (NICHOLS, 2009). Além destas medidas descritivas, a avaliação da assimetria da curva de distribuição dos grãos expressa o enriquecimento da distribuição granulométrica em determinado tamanho de partículas, de modo que valores positivos expressam enriquecimento de grãos finos (+1,00 a +0,30 = fortemente positiva, +0,30 a +0,10 = positiva) e negativos indicam enriquecimento de grãos grosseiros (-1,00 a -0,30 = fortemente negativa e -0,30 a -0,10 = negativa). Já os valores centrados entre +0,10 e -0,10 expressam sedimentos com distribuição aproximadamente simétricas (FOLK, 1957; ALVEIRINHO DIAS, 2004). Esta medida contribui para uma interpretação ambientalmente importante, pois fornece indicações sobre a dinâmica do ambiente, como, por exemplo, a ocorrência de um período mais ou menos energético após um evento deposicional (DIAS, 2004).

Por fim, a curtose descreve a angulosidade da curva de distribuição granulométrica, que pode ser mais achatada (platicúrtica) ou com pico mais agudo (leptocúrtica) que o de uma curva de distribuição normal padrão com um comportamento intermediário (mesocúrtica) (FOLK; WARD, 1957). Este parâmetro é utilizado para indicar tendências deposicionais no sedimento, indicando uma mistura de classes diferentes em curvas platicúrticas, ou a remoção de alguma fração em consequência de correntes de fundo ou outras forçantes, em curvas leptocúrticas (PONÇANO, 1986).

De acordo com Felix e Horn Filho (2020), na plataforma continental, a taxa de sedimentação recebe influência do aporte continental (desembocadura de rios) e da proximidade com a borda do talude continental. Por ser considerado um

ambiente de energia hidrodinâmica elevada, geralmente, apresenta uma granulometria que pode variar de arenosa, areno-siltico-argilosa até lamosa.

V.2.2 - Teor de Carbonatos

Os carbonatos minerais incluem aqueles compostos de CO_3^{2-} e outros cátions, sendo os principais a calcita (CaCO_3), a dolomita ($\text{CaMg}(\text{CO}_3)_2$) e a aragonita (CaCO_3) (HANKEN *et al.*, 2015). Nos oceanos, parte dos sedimentos carbonatados tem origem biogênica, sendo constituídos por partículas provenientes do exo e endoesqueletos de organismos marinhos (DIAS, 2004). Dentre estes, estão incluídos corais, moluscos, foraminíferos, cocolitoforídeos, briozoários, algas calcárias, rodólitos, dentre outros, que precipitam o carbonato de cálcio (na forma de aragonita ou calcita) para constituírem seu esqueleto que, ao fragmentarem, em razão de processos físicos, químicos ou biológicos, se depositam sobre o assoalho marinho (LALLI; PARSONS, 1997; PEREIRA; SOARES-GOMES, 2009). Contudo, determinadas condições ambientais, como variações no pH e nas concentrações de carbono dissolvido, podem afetar diretamente a precipitação de minerais carbonáticos (SOETAERT *et al.*, 2007).

O teor de carbonato de cálcio pode indicar a proporção de biodetritos marinhos no sedimento (TAVARES *et al.*, 2010), contribuindo para a caracterização dos tipos fundo e composições sedimentares. Por estar diretamente relacionado com a granulométrica e com processos biogeoquímicos que ocorrem no sedimento (FIGUEIREDO JR. *et al.*, 2022), o teor de carbonato também influencia na composição e distribuição da biota no ambiente bentônico. Adicionalmente, minerais carbonáticos também apresentam a capacidade de adsorver e/ou incorporar elementos-traço durante o processo de precipitação (SMRZKA *et al.*, 2019).

V.2.3 - Carbono Orgânico Total (COT)

O carbono é um elemento essencial para a vida e sua abundância depende de fatores relacionados à sua fonte e aos processos físico-químicos e biológicos que ocorrem na coluna d'água e no sedimento. A maior parte do carbono orgânico

acumulado nos sedimentos dos ambientes de plataforma continental é proveniente de detritos (CARREIRA *et al.*, 2012). À medida que estes detritos afundam, eles sofrem mudanças em suas propriedades químicas e biológicas com a participação de comunidades microbianas (SOARES-GOMES; FIGUEIREDO, 2009). Uma vez depositados sobre a superfície do sedimento, a degradação biogeoquímica continua estimulada pela atividade microbiana, através do processo conhecido como diagênese recente (HENRICHS, 1992).

Na Bacia de Santos, as propriedades, fontes e processos de acúmulo de matéria orgânica no sedimento estão diretamente relacionadas aos processos ecológicos e biogeoquímicos, que ocorrem por influência dos eventos frontais atuantes na BS (ex.: ressurgência de Cabo Frio, correntes e aportes continentais), derivados de suas características hidrodinâmicas e oceanográficas (CARREIRA *et al.*, 2022). Estudos pretéritos sobre as fontes e propriedades da matéria orgânica sedimentar da BS observaram que no setor sul da bacia o aporte de nutrientes é proveniente principalmente do transporte de águas continentais (Rio da Prata e Lagoa dos Patos) através de correntes costeiras e processos hidrodinâmicos de meso-escala. Já no setor norte da BS, onde as águas são mais oligotróficas, eventos como a ressurgência de Cabo Frio são responsáveis pela fertilização das águas em escala local-regional (PIOLA *et al.*, 2000; MAHIQUES *et al.*, 2004; CASTELÃO; BARTH, 2006, *apud* CARREIRA *et al.*, 2022).

Os depósitos de sedimentos mais finos enriquecidos em matéria orgânica são uma feição relevante em toda plataforma da BS nas isóbatas de 75 e 100 m. Carreira *et al.* (2022) destaca o alto valor nutricional para a matéria orgânica presente no sedimento lamoso dessa faixa de profundidade, assim como concentrações mais baixas a moderadas na quebra da plataforma, mais associada a fonte autóctones. Esta variabilidade na concentração e qualidade da matéria orgânica sedimentar da Bacia de Santos é coerente com o mosaico de fácies sedimentar e suas transições na região central da plataforma continental da BS, tanto da compartimentação verificada entre os setores norte e sul da bacia, quanto no sentido transversal a linha de costa, demarcando a transição entre as diferentes regiões da plataforma continental.

V.2.4 - Nitrogênio Total

O nitrogênio é um nutriente essencial para o funcionamento dos ecossistemas marinhos, participando de diversos processos biológicos associados aos ambientes pelágico e bentônico, sendo inclusive limitante para a produção primária (GRAY; ELLIOT, 2009; BENAVIDES *et al.*, 2017; ZEHR; CAPONE, 2021). Assim como o carbono, o nitrogênio é um dos principais constituintes da matéria orgânica total depositada nos sedimentos marinhos e suas maiores contribuições estão frequentemente associadas a sedimentos finos, como silte e argila, que possuem maior capacidade de capturar matéria orgânica (BARCELLOS; FURTADO, 1999; MYSEN, 2019).

Nos oceanos, cerca de 30×10^{12} g N/ano são provenientes de precipitação, além de 36×10^{12} g N/ano dissolvidos, que provém de aporte continental (MOREIRA; SIQUEIRA, 2002). No entanto, em sedimentos marinhos, o fluxo de nitrogênio é determinado pela taxa de sedimentação, pela decomposição de detritos através da atividade microbiana, além de processos de difusão a partir da coluna d'água e bioturbação realizada pela fauna bentônica. As concentrações de nitrogênio orgânico, em geral, são maiores nas áreas costeiras e, particularmente, em regiões onde ocorrem ressurgências de águas profundas que levam à sua ressuspensão sedimentar (ROMANKEVICH; 1984; SUBRAMANIAM *et al.*, 2013).

V.2.5 - Razão C/N

A matéria orgânica depositada nas superfícies do sedimento é constituída de uma mistura de partículas e detritos de origem marinha e terrestre. Uma parte é proveniente produtividade na coluna de água (autóctone), enquanto a parte alóctone pode ter como origem duas outras fontes: a redeposição de sedimentos após erosão (ex.: correntes de retorno, hidrodinâmica) e o aporte continental (ex.: rios, ventos, geleiras) (RULLKÖTTER, 2000). A qualidade da matéria orgânica é determinada por sua fonte, reatividade e histórico de degradação. A matéria derivada do fitoplâncton é uma fonte de matéria orgânica mais lábil, enquanto a matéria proveniente de plantas vasculares terrestres é mais refratária.

De acordo com Meyers (1994), essa distinção ocorre pela ausência de celulose

nas algas e seu rico conteúdo proteico, inversamente do que é observado em plantas terrestres, que são ricas em celulose e carbono, mas pobres em nitrogênio. Assim, algas e organismos do fitoplâncton marinho têm razões C/N entre 4 e 10, enquanto plantas terrestres vasculares têm razões C/N superiores a 20. Neste contexto, a razão C/N possibilita avaliar a influência relativa de material terrígeno ou marinho sobre a matéria orgânica presente em determinado local.

V.2.6 - Metais biodisponíveis

Os metais são constituintes naturais da crosta terrestre. Muitos são altamente estáveis, de modo que apresentam longa permanência no ambiente e capacidade de bioacumulação ao longo de teias tróficas, além de apresentarem alta toxicidade, mesmo em baixas concentrações (CAUSSY *et al.*, 2003; TCHOUNWOU *et al.*, 2012).

Metais como mercúrio, chumbo, cádmio e cromo não apresentam função biológica conhecida e são tóxicos aos organismos (CHANG *et al.*, 1996). Por outro lado, cobre, cromo, ferro, níquel e manganês são considerados nutrientes essenciais, sendo necessários para várias funções químicas e fisiológicas, apesar de serem tóxicos em altas concentrações (WHO, 1996).

As fontes de metais no ambiente incluem aquelas geogênicas, agrícolas, farmacêuticas, efluentes domésticos e atmosféricas. Adicionalmente, a poluição por esses metais pode apresentar origens como mineração, combustão de petróleo, indústrias de plásticos, têxtil e outras operações industriais (BRADL, 2005). A biodisponibilidade dos metais no ambiente depende, além de características intrínsecas de cada metal, de fatores abióticos, como temperatura e adsorção, e de fatores bióticos, como interações tróficas entre as espécies e de adaptações fisiológicas (LIU *et al.*, 2012; MAGALHÃES *et al.*, 2015). No ecossistema aquático, sedimentos são o principal sumidouro e fonte de metais, principalmente de metais pesados, desempenhando um papel significativo no transporte e armazenamento de metais potencialmente tóxicos (ZHANG; REYNOLDS, 2019). Estes elementos depositam-se na superfície dos sedimentos e, por meio de processos de adsorção, coagulação ou floculação, incorporam-se na estrutura de minerais (BIRCH, 2017; LIN *et al.*, 2013). Com isso, a maior parte da carga de metais pesados em

ecossistemas aquáticos encontra-se associada a material particulado suspenso e sedimentos.

V.2.6.1 - Alumínio (Al)

O alumínio (Al) é o terceiro elemento mais abundante e o metal mais comum na crosta terrestre (EXLEY, 2013). É considerado um elemento não essencial, uma vez que não desempenha função biológica importante e não oferece propriedades benéficas à vida. Todavia, o alumínio está presente em diversos aspectos da vida humana, como alimentos, água potável, produtos de higiene e até mesmo medicamentos (IGBOKWE *et al.*, 2019). Este metal, devido à alta eficiência de sua extração, é continuamente removido do sedimento, principalmente dos minérios de criolita e bauxita, de modo que se torna biodisponível para ser absorvido por plantas e animais, uma vez que quase metade do alumínio extraído é despejado de volta no ambiente (CULLEN; ALLWOOD, 2013; EFSA, 2011).

V.2.6.2 - Arsênio (As)

O arsênio (As) é um semimetal presente em uma grande quantidade de minerais, no material particulado e nas emissões vulcânicas (REIMANN; CARITAT, 1998). Ele é utilizado na produção de ligas metálicas, agrotóxicos, combustão de madeira e incineração de lixo (CUTLER *et al.*, 2013; WASSERMAN *et al.*, 2008). Em relação à toxicidade, este elemento-traço é um dos mais tóxicos ao ser humano, sendo capaz de levar a complicações cardiovasculares, neurológicas, dermatológicas, dentre outras (ABDUL *et al.*, 2015). Em relação ao sedimento, o arsênio apresenta-se principalmente adsorvido a minerais e partículas presentes nas camadas superficiais desta matriz nas formas de arseniato e arsenito (FENDORF *et al.*, 2010).

V.2.6.3 - Bário (Ba)

O bário (Ba) é um dos elementos mais comuns na crosta terrestre, ocupando a 14ª posição dentre os elementos-traço (REIMANN; CARITAT, 1998). Diferentemente de outros metais, ele não é reconhecido como cancerígeno e não bioacumula. Contudo, caso inalado, pode acumular-se nos pulmões e causar a condição chamada “baritose”, uma pneumoconiose (KRISHNA *et al.*, 2020).

Os usos industriais do bário são diversos, incluindo lamas de perfuração de petróleo e gás e até pesticidas. Em relação à exposição, trabalhos em indústrias, onde compostos de bário são fabricados, constituem as formas mais comuns, com a ingestão ocorrendo através de inalação ou contato com a pele (KRISHNA *et al.*, 2020; MADEJÓN, 2013). No entanto, devido a maior parte do bário nos ambientes encontrar-se em formas pouco solúveis, principalmente como sulfatos e carbonatos, e o fato de não apresentar muita mobilidade na maioria dos solos, o risco toxicológico deste metal é considerado muito baixo (MENZIE *et al.*, 2008).

V.2.6.4 - Cádmio (Cd)

O cádmio (Cd) é um metal que apresenta risco para a saúde ambiental e humana por conta da sua toxicidade, uma vez que, dependendo das concentrações, pode levar a complicações nos rins, fígado e sistema cardiovascular (GENCHI *et al.*, 2020). Sua toxicidade para organismos aquáticos já foi descrita e apresenta efeitos genotóxicos em diferentes níveis tróficos (PAVLAKI *et al.*, 2016).

A ocorrência deste metal no ambiente pode ter associação com a combustão de combustíveis fósseis, uso de fertilizantes, refino, incineração de resíduos, dentre outras atividades (CALLENDER, 2003; GENCHI *et al.*, 2020). No ambiente, o cádmio pode ser encontrado em diferentes fases e pode ser detectado no ar, água e no sedimento (ZHANG; REYNOLDS, 2019). Em sedimentos óxicos, este metal está principalmente associado a frações de carbonatos e de óxidos de ferro e manganês, ficando retido no sedimento através de processos de adsorção (GUO *et al.*, 1997). Além disso, precipitação e/ou dissolução de uma fase sólida podem limitar a sua concentração na água do mar e na biota marinha. Entretanto, mesmo

baixas concentrações no sedimento (aproximadamente 1,2 µg/g peso seco) são consideradas tóxicas, e sedimentos em áreas de descarte de água de produção raramente ultrapassam valores acima de 9,6 µg/g, de modo que o cádmio nos sedimentos próximos a plataformas dificilmente afeta negativamente as comunidades bentônicas (NEFF, 2002a).

V.2.6.5 - Chumbo (Pb)

O chumbo (Pb) é um metal utilizado em inúmeras atividades industriais, como na produção de baterias, esmaltes, ligas metálicas, vidros, tintas (CETESB, 2016). Seus efeitos sobre a saúde humana são amplos, afetando quase todos os órgãos e sistemas do corpo, em especial o sistema nervoso (TCHOUNWOU *et al.*, 2012).

Para o ambiente, a poluição por esse metal representa uma problemática nos compartimentos aquáticos e no sedimento, pois bioacumula e biomagnifica em tecidos de organismo aquáticos (RUBIO-FRANCHINI; RICO-MARTÍNEZ, 2011; SPARLING *et al.*, 2006). Em peixes, o chumbo pode causar vários efeitos, que incluem: inibição do crescimento, deterioração dos rins e do fígado e, até mesmo, a mortalidade (SPARLING *et al.*, 2006).

V.2.6.6 - Cobre (Cu)

O cobre (Cu) é um metal essencial para o crescimento de vários organismos. No entanto, pode ser altamente tóxico para a biota mesmo em baixas concentrações, com alimentos e água contaminada representando as maiores fontes de contaminação (CALLENDER, 2003; STERN *et al.*, 2007). Sua presença no ambiente pode ter uma relação com emissões antrópicas, por conta de atividades de mineração, resíduos de atividades agrícolas, uso em tintas anti-incrustantes e da queima de combustíveis fósseis. Também pode ser proveniente de fontes naturais, como por exemplo, atividades vulcânicas e fontes biogênicas (CALLENDER, 2003; SRINIVASAN; SWAIN, 2007; STERN *et al.*, 2007).

No sedimento, sua disponibilidade é controlada por diferentes variáveis, como fatores físicos e químicos, como pH e potencial redox, aspectos geoquímicos, que incluem matéria orgânica, sulfetos e óxidos metálicos, além das condições

biológicas, como comportamentos, alimentos e capacidade fisiológica de absorção (SAHLIN; AGERSTRAND, 2018).

V.2.6.7 - Cromo (Cr)

O cromo (Cr) é um metal usado na fabricação de ligas metálicas, além de ter ampla utilização na construção civil, fertilizantes, tintas, pigmentos, preservantes de madeira, corantes, entre outros (CETESB, 2016). Devido a sua aplicação industrial, a ocorrência deste metal no ambiente pode ser observada como subproduto ou resíduos na água, ar, solo e no sedimento (RIFKIN *et al.*, 2004).

Em relação aos efeitos para a biota, pode ter efeitos tóxicos em concentrações baixas e ter implicações deletérias para organismos aquáticos (VELMA *et al.*, 2009). Para humanos, esse metal em sua forma trivalente é essencial para o metabolismo e sua ausência leva a ocorrência de doenças. Entretanto, em sua forma hexavalente é considerado carcinogênico e tóxico (CESTEB, 2016).

V.2.6.8 - Ferro (Fe)

O ferro (Fe) é o quarto elemento mais abundante na crosta terrestre e um micronutriente que regula diversos processos associados à atividade fotossintética em ambientes aquáticos (SCHOFFMAN *et al.*, 2016). Ele pode existir em ecossistemas aquáticos em vários estados de oxidação: ferro metálico (ferro metálico), ferro ferroso (Fe II) e ferro férrico (Fe III), sendo esses estados dependentes da presença ou ausência de oxigênio dissolvido (JONES-LEE; LEE, 2005). De todos os metais-traço, esse é particularmente proeminente em catálises bioquímicas, além promover a preservação de carbono orgânico nos sedimentos (LALONDE *et al.*, 2012). Além disso, junto com bário, manganês e zinco, o ferro é comumente encontrado em efluentes de águas de produção de plataformas *offshore*, a partir do qual entra em contato com águas oxigenadas, precipitando na forma de óxidos que, por sua vez, se acumulam no sedimento (NEFF, 2002b).

V.2.6.9 - Manganês (Mn)

O manganês (Mn) é um metal encontrado em diferentes formas físico-químicas na crosta terrestre, em ecossistemas aquáticos e em partículas atmosféricas (ASCHNER *et al.*, 2007). Seu uso em diferentes atividades industriais que envolvem baterias, fertilizantes, ligas metálicas, entre outros, favorecem sua incorporação antropogênica no ambiente, sendo, além disso, considerado um poluente tóxico em ambientes aquáticos (CETESB, 2016; DAS *et al.*, 2014).

Este metal é considerado essencial em processos reprodutivos, manutenção da estrutura óssea e funcionamento do sistema nervoso humano. No entanto, a despeito de sua ampla ocorrência na natureza, são necessárias baixas concentrações para o funcionamento e desenvolvimento nos organismos (CETESB, 2012; PINSINO *et al.*, 2012). Nesse sentido, salienta-se que doses elevadas para humanos podem ter implicações neurológicas (HANSEL, 2017). Já para a biota, pode ter efeitos no sistema imunológico de invertebrados marinhos, atuando de forma específica a depender da espécie exposta (DAS *et al.*, 2014).

V.2.6.10 - Níquel (Ni)

O níquel (Ni) é um metal que ocorre na natureza, sobretudo, em forma de sulfetos, óxidos e minerais de silicato (BUXTON *et al.*, 2019). É um metal importante para diversas atividades industriais, como operações de mineração, fundição e refino de metais, incineração de resíduos e queima de combustíveis fósseis (BUXTON *et al.*, 2019). Em detrimento da sua utilização para diversos fins, a contaminação por níquel se tornou uma problemática ambiental (GUO *et al.*, 2020).

Em humanos, o níquel pode ter efeitos carcinogênicos em diferentes tecidos e afetar a vigilância imunológica (GUO *et al.*, 2020). No ambiente, seus efeitos deletérios podem afetar os organismos em diferentes níveis tróficos (WANG *et al.*, 2020).

V.2.6.11 - Vanádio (V)

O vanádio (V) é um metal-traço que ocorre de forma abundante na natureza. Sua principal forma de produção provém de subprodutos e coprodutos da extração de outros elementos, como por exemplo, ferro, fósforo e urânio (GUMMOW, 2011). Este metal é reconhecido como um poluente, especialmente derivado do resíduo de produções de petróleo e atividades mineradoras (SCHLESINGER *et al.*, 2017). Por ser um metal não volátil, sua presença no ambiente está associada a transporte atmosférico, que pode ser depositado no solo e no sedimento de ambientes aquáticos (GUMMOW, 2011).

Em humanos, esse metal pode trazer algumas implicações, como por exemplo, efeitos respiratórios e gastrointestinais (ATSDR, 2012). Já no ambiente, a depender das concentrações, pode causar impactos sobre a biota, como inibição de crescimento de algas (SCHIFFER; LIBER, 2017).

V.2.6.12 - Zinco (Zn)

O zinco (Zn) é considerado um metal de transição e sua ocorrência no ambiente geralmente se dá em seu estado divalente (AGNEW; SLESINGER, 2023). Esse elemento e seus compostos são amplamente utilizados em indústrias, como na fabricação de ligas e latão, galvanização de aço (CETESB, 2016). Devido a sua ampla utilização industrial, sua presença no ambiente já foi reportada em diferentes matrizes ambientais como em sedimentos, água potável e água produzida (AL- GHOUTI *et al.*, 2019; KONTAS, 2008; ZINI; GUTTERRES, 2021). Destaca-se que, por conta da sua presença no ambiente, potenciais efeitos tóxicos devem ser considerados (AGNEW; SLESINGER, 2023).

Em humanos, o zinco é considerado um elemento crucial em baixas concentrações, já que diferentes atividades biológicas dependem da sua presença (CETESB, 2016). No entanto, ele é considerado um risco para a saúde quando ingerido em altas doses, o que, segundo a literatura, é um fator raro (CETESB, 2016). Para organismos aquáticos, este metal é essencial na regulação do metabolismo, porém, ele apresenta toxicidade em concentrações elevadas (BRUN

et al., 2014). Em peixes, pode afetar o crescimento e desenvolvimento embrionário (LE PABIC *et al.*, 2015; HORIE *et al.*, 2020).

V.2.6.13 - Mercúrio (Hg)

O mercúrio (Hg) é um metal líquido em temperatura ambiente, cujas fontes de emissão para o ambiente podem ser naturais, como erupções vulcânicas, por exemplo, ou antrópicas, associadas à mineração, uso, descarte de resíduos e queima de combustíveis fósseis (SWAIN *et al.*, 2007; FITZGERALD; LAMBORG, 2005). Nos solos e sedimentos, a forma inorgânica (Hg^0) e orgânica Hg^{2+} são predominantes (LIU *et al.*, 2012). Sedimentos constituem um importante reservatório de mercúrio, que fica adsorvido majoritariamente a óxidos de ferro e manganês, assim como à matéria orgânica (MACHADO *et al.*, 2008; ZHONG; WANG, 2008).

Devido a sua ampla utilização, é reconhecido como um metal-traço extremamente tóxico e pode bioacumular e biomagnificar na biota (FITZGERALD; LAMBORG, 2005). Assim como outros contaminantes, o mercúrio pode sedimentar e afetar os organismos aquáticos através de sua disponibilidade em diferentes matrizes ambientais (HUGGETT *et al.*, 2001). Em humanos, os compostos inorgânicos de mercúrio são capazes de acumular nos rins e provocar implicações renais (PARK; ZHENG, 2012).

V.2.7 - Hidrocarbonetos

Devido à sua característica apolar (hidrofóbica), a solubilidade dos hidrocarbonetos na água do mar é limitada, um fator que favorece a tendência de associação com partículas sólidas (MCGRATH *et al.*, 2019). Esses componentes, ao adentrarem o ecossistema, permanecem aderidos ao material particulado em suspensão e, através de processos de precipitação, chegam à superfície dos sedimentos, onde ficam adsorvidos. Assim, solos e sedimentos são considerados os sumidouros finais de hidrocarbonetos em sistemas terrestres e aquáticos (ROMERO *et al.*, 2015). As concentrações destes compostos na matriz sedimentar são dependentes de características espaciais, como a distância da fonte, e

geoquímicas, como processos de sorção-dessorção, lixiviação e volatilização dos compostos (KUMAR *et al.*, 2021).

V.3 - MACROFAUNA BENTÔNICA

A macrofauna faz parte do conjunto de organismos que compõem as comunidades bentônicas marinhas e estão presentes desde a zona entre-marés até as grandes profundidades oceânicas. Este compartimento bentônico é constituído principalmente por invertebrados marinhos, com tamanho entre 0,5 e 2 mm, que vivem diretamente associados a um tipo de substrato, seja ele consolidado ou não-consolidado, ou ainda sobre a superfície (epifauna) ou dentro da camada sedimentar (endofauna) (NYBAKKEN; BERTNESS, 2005; GRAY; ELLIOT, 2009).

De modo geral, os subfilos Crustacea e os filos Annelida e Mollusca são grupos dominantes da macrofauna bentônica nos oceanos mundiais, e seus representantes mais abundantes são Amphipoda, Polychaeta e Bivalvia, respectivamente. Dentre estes, anelídeos poliquetos frequentemente podem representar cerca da metade a três quartos das amostras, seguidos por crustáceos peracáriodos (ex.: Amphipoda, Tanaidácea, Isopoda e Cumacea) e moluscos bivalves (MACKIE; OLIVER, 1996; LAMBSHEAD; SHALK, 2001).

Os diferentes tipos ambientes e substratos favorecem o desenvolvimento de comunidades bentônicas distintas (ALMEIDA; VIVAN, 2011; MITRA; ZAMAN, 2016). Fatores como a granulometria, teor de carbonato, oxigênio e conteúdo orgânico são determinantes para a composição e abundância da macrofauna, principalmente em fundos inconsolidados (GRAY; ELLIOT, 2009). Por outro lado, a atividades de alimentação, escavação e construção de tubos dos organismos da macrofauna promovem importantes mudanças na rugosidade, estrutura e propriedades químicas dos sedimentos, participando da ciclagem de nutrientes (ROSENBERG *et al.*, 2001).

Por estas razões, os organismos macrofauna são extensivamente utilizados em avaliações sobre qualidade ambiental e como indicadores ecológicos, fornecendo respostas relativamente rápidas e eficientes em relação às modificações em seu hábitat (WARWICK; CLARKE, 1994; BIRCH, 2017; LU *et al.*, 2021; WAWRZYŃKOWSKI *et al.*, 2023). Estas características podem estar associadas à sensibilidade de uma única espécie (conhecida como espécie indicadora) ou às características gerais que levam a comunidade a integrar perante a sinais de perturbações ambientais (como a poluição) ao longo do tempo (PÉREZ

et al., 2019; PESSOA *et al.*, 2020). Além de seu papel ecológico, a macrofauna bentônica tem um importante papel econômico, pois é parte fundamental dos recursos alimentares de diversas espécies de peixes e crustáceos com alto valor econômico, chegando a constituir entre 70 e 80% do conteúdo estomacal desses predadores (AMARAL *et al.*, 1994).

VI - RESULTADOS E DISCUSSÃO

Os resultados das análises físico-químicas são apresentados nos laudos analíticos presentes no Anexo XI-9. Adicionalmente, os resultados das análises estatísticas realizadas no âmbito da campanha PMPR_MXL_C17, assim como as análises realizadas com dados históricos, encontram-se disponíveis no Anexo XI-10.

QUALIDADE DA ÁGUA

VI.1.1 - Temperatura e Salinidade

No presente monitoramento, a média geral de temperatura para o período foi de $27,86 \pm 2,44$ °C. A partir de uma organização temporal dos dados, conforme sequência de amostragem, notam-se diferentes configurações da coluna d'água relacionadas ao padrão diário de aquecimento e resfriamento da superfície do mar, sendo possível distinguir 5 grupos de perfis: (i) perfis de J1001, J1002 e J1003, obtidos durante o dia 18/11/2023, com presença de uma termoclina rasa; (ii) perfis J151 e J152, amostrados também no dia 18/11/2023, porém com a termoclina anteriormente verificada já desconfigurada; (iii) perfis J153 e M2001, obtidos na transição entre os dias 18 e 19/11/2023, com a termoclina rasa novamente presente; (iv) perfis M2002, J301 e J302, amostrados ao longo do dia 19/11/2023, após a dissolução da termoclina rasa, e; (v) perfis J303, J503, J502, J501 e M2003, obtidos ao término do dia 19/11/2023 e ao longo do dia seguinte, na presença da termoclina mais rasa. Como consequência, dado que a amostragem é baseada na configuração da termoclina, obteve-se menores temperaturas e maiores variações nas estações amostradas durante os períodos em que a termoclina mais rasa não estava configurada (isto é, grupos ii e iv acima descritos) (Tabela VI-1; Figura VI-1). Também é possível notar uma tendência de decréscimo nas temperaturas observadas nos estratos ACTC, TC e SUP ao longo dos dias de amostragem, em concordância com o que foi observado em imagens de TSM para o período (OCEANPACT, 2023a) (Figura VI-2).

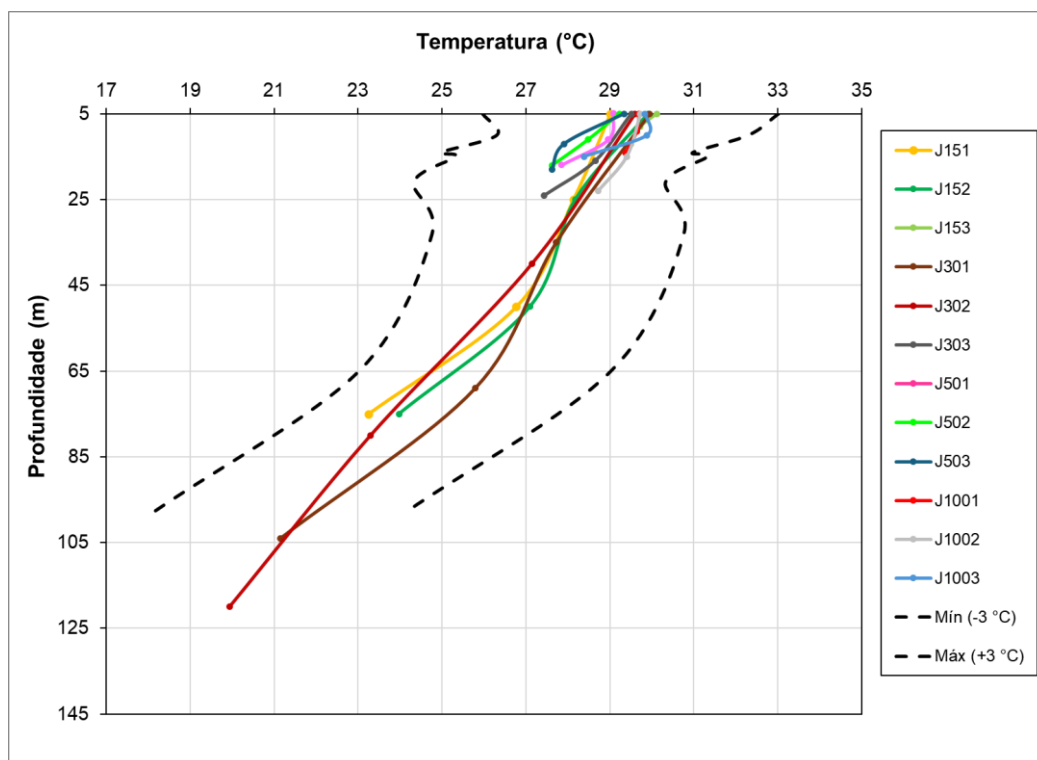


Figura VI-1 –Perfil de temperatura (°C) ao longo da coluna d'água nas estações amostradas durante a campanha PMPR_MXL_C17 com os limites máximo e mínimo da Resolução CONAMA 357/2005 em linha pontilhada.

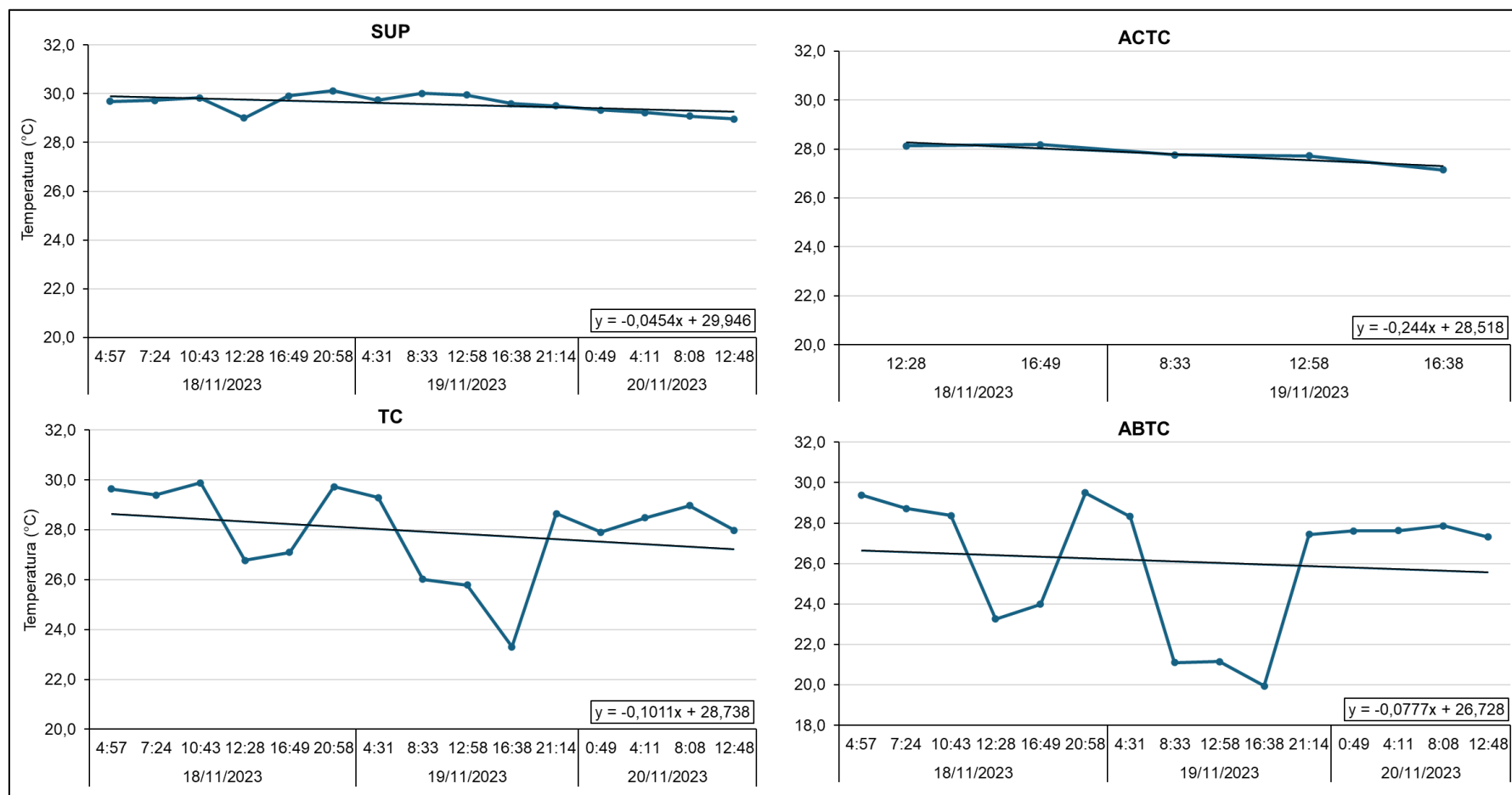


Figura VI-2 – Variações diárias de temperatura nos estratos de amostragem de água da campanha PMPR_MXL_C17. SUP = superfície; ACTC = acima da termoclina; TC = termoclina; ABTC = abaixo da termoclina. Traço em preto representa linha de tendência.

As diretrizes estabelecidas pela Resolução CONAMA n° 357/05 indicam que a atividade humana não deve gerar variações de temperatura acima de 3 °C. Tendo-se por base a amplitude dos valores de temperaturas observados nos estratos e/ou profundidades das estações a montante, representativas das condições naturais da área no momento das amostragens, não foram observadas, para as demais amostras, valores de temperatura que superassem o limite definido pela CONAMA (Figura VI-3).

Dentre os fatores de comparação avaliados para os valores de temperatura durante a campanha atual, os mais relevantes foram os fatores “Estação” (*PERMANOVA*, $p = 0,014$) e “Estrato” (*PERMANOVA*, $p = 0,001$). Para “Estação”, as variações estiveram principalmente associadas ao comportamento da termoclina, que acarretou diferenças pontuais entre estações amostradas quando a termoclina se encontrava mais profunda (isto é, estações dos grupos ii e iv, anteriormente descritos) e as estações J153 (do grupo III), J1001 e J1003 (do grupo I), amostradas em situação de termoclina mais rasa (teste de *Dunn*, $p < 0,05$; Figura VI-3). Já para “Estrato”, observou-se distinção entre SUP e demais estratos, provavelmente em decorrência da variabilidade crescente dos valores de temperatura ao longo dos estratos em função da amplificação das profundidades amostradas na medida em que a TC se encontra mais profunda (teste de *Dunn*, $p < 0,05$; Figura VI-4). Nota-se, portanto, que a distribuição da temperatura durante a campanha foi governada pela ordem das amostragens (refletida no fator “Estação”) e pela configuração da coluna d’água no momento das coletas (refletida no fator “Estrato”), não havendo diferenciação entre posições relativas à unidade (montante ou jusante) e nem entre raios ou radiais da malha que demonstrassem influências distintas daquelas que naturalmente regulam a distribuição espacial da temperatura na área e que pudessem, portanto, caracterizar efeitos da atividade de Mexilhão.

Tabela VI-1 – Resultados de temperatura (°C) obtidos nas amostras de água da campanha PMPR_MXL_C17.

ESTRATO	ESTAÇÃO															Mín.	Máx.	Média	DP
	M2001	M2002	M2003	J151	J152	J153	J301	J302	J303	J501	J502	J503	J1001	J1002	J1003				
SUP	29,74	30,02	28,96	29,01	29,91	30,12	29,95	29,60	29,51	29,09	29,23	29,34	29,69	29,73	29,84	28,96	30,12	29,58	0,38
ACTC	-	27,76	-	28,13	28,18	-	27,72	27,14	-	-	-	-	-	-	-	27,14	28,18	27,79	0,42
TC	29,30	26,02	27,98	26,77	27,10	29,73	25,79	23,30	28,65	28,97	28,49	27,91	29,64	29,40	29,88	23,30	29,88	27,93	1,84
ABTC	28,32	21,11	27,32	23,25	23,98	29,50	21,15	19,94	27,44	27,86	27,63	27,62	29,38	28,72	28,38	19,94	29,50	26,11	3,28
Mín.	28,32	21,11	27,32	23,25	23,98	29,50	21,15	19,94	27,44	27,86	27,63	27,62	29,38	28,72	28,38				
Máx.	29,74	30,02	28,96	29,01	29,91	30,12	29,95	29,60	29,51	29,09	29,23	29,34	29,69	29,73	29,88				
Média	29,12	26,23	28,09	26,79	27,29	29,78	26,15	25,00	28,53	28,64	28,45	28,29	29,57	29,28	29,37				
DP	0,73	3,78	0,83	2,53	2,49	0,31	3,74	4,25	1,04	0,68	0,80	0,92	0,17	0,52	0,85				

Legenda: SUP: Superfície; ACTC: Acima da Termoclina; TC: Termoclina e ABTC: Abaixo da Termoclina;
- = Estrato suprimido.

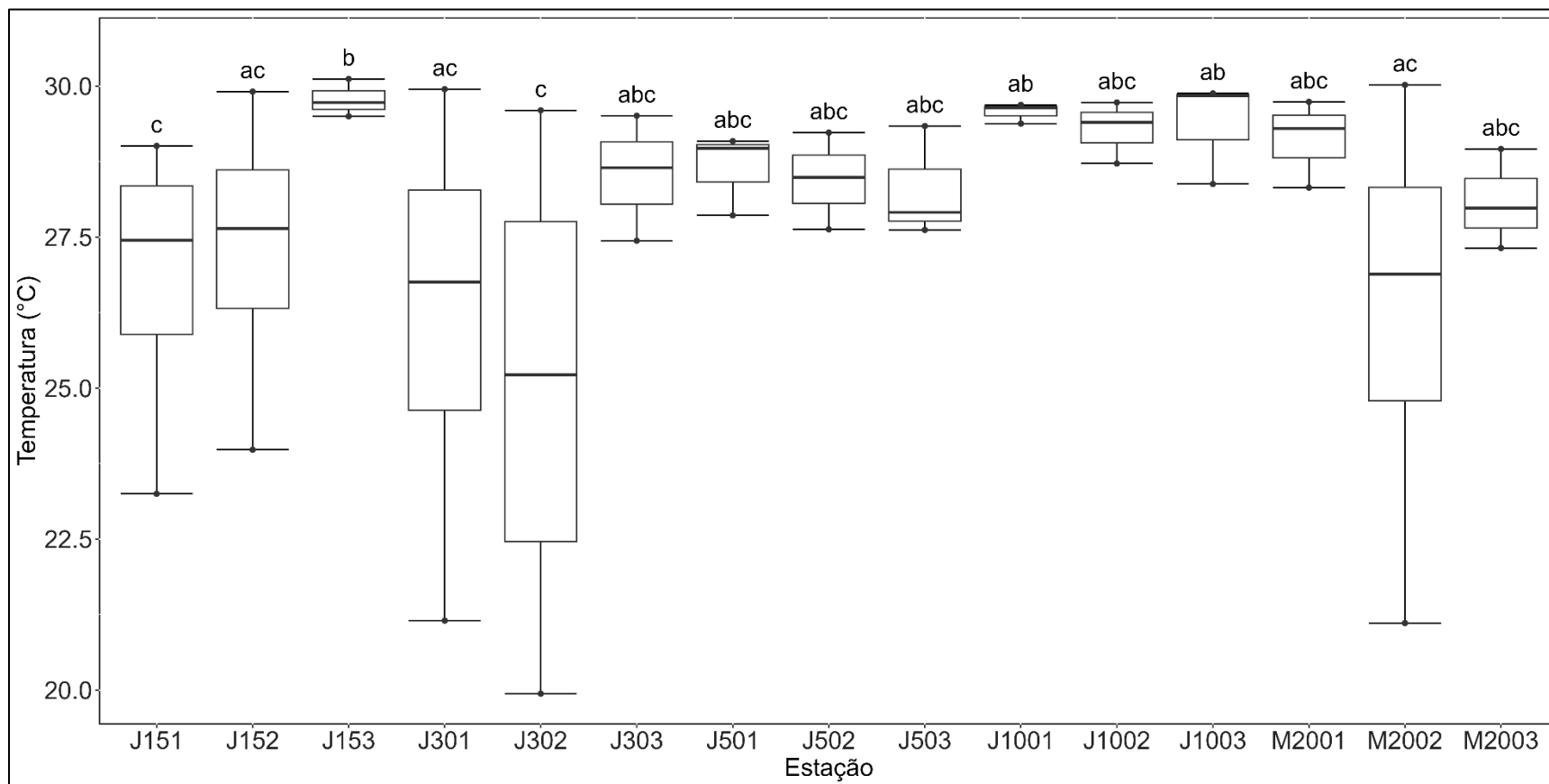


Figura VI-3 – Temperatura (°C) nas estações de amostragem de água da campanha PMPR_MXL_C17. Letras iguais denotam ausência de diferenças significativas segundo (teste de Dunn, $p > 0,05$).

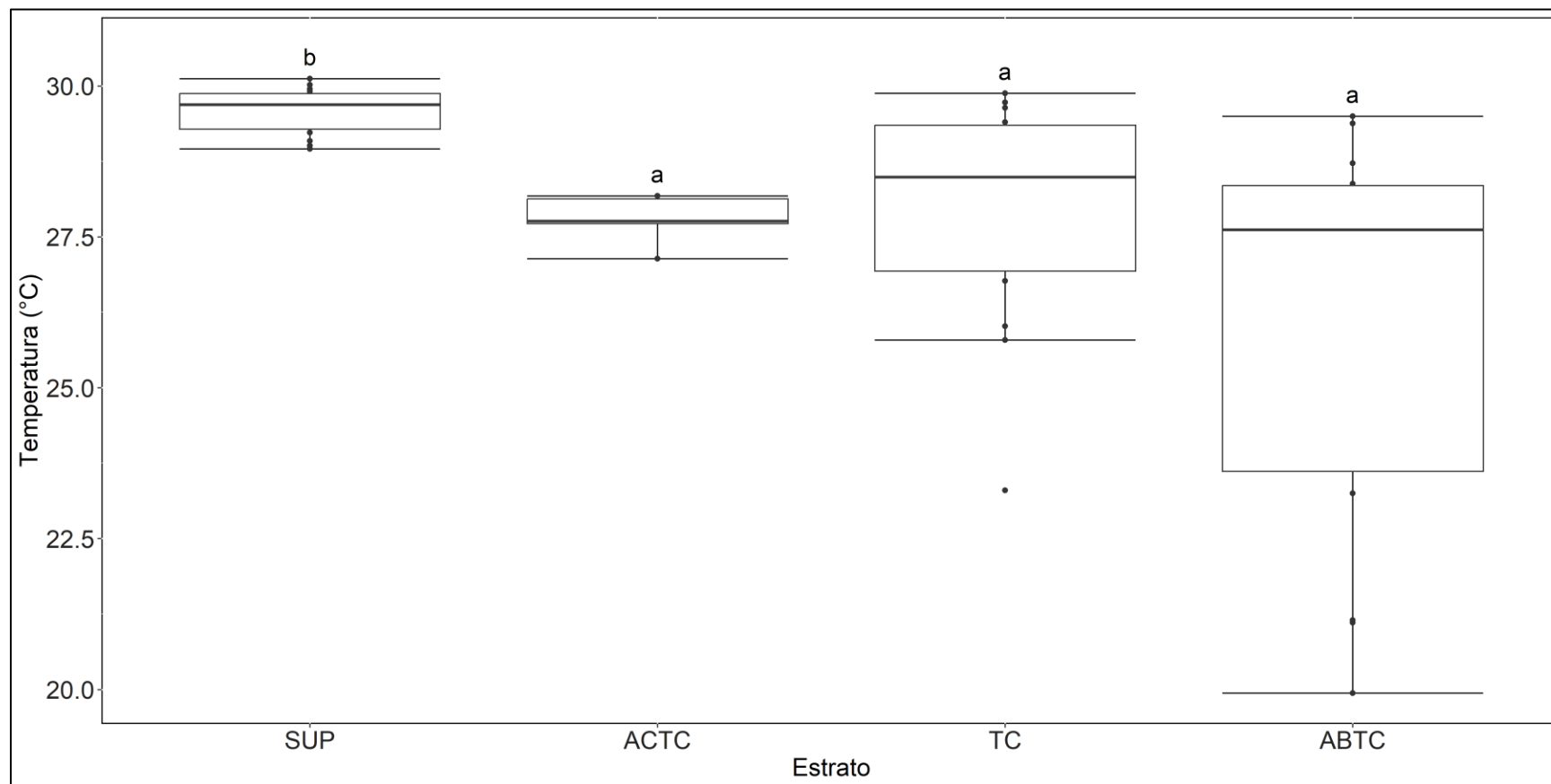


Figura VI-4 – Temperaturas (°C) registradas nos estratos de amostragem de água da campanha PMPR_MXL_C17. Letras iguais denotam ausência de diferenças significativas (teste de Dunn, $p > 0,05$). SUP = superfície; ACTC = acima da termoclina; TC = termoclina; ABTC = abaixo da termoclina.

As temperaturas observadas na atual campanha foram mais elevadas em comparação aos resultados de temperatura obtidos pelo PCR-BS, próximo a região da plataforma de Mexilhão, que verificou temperaturas variando de 18,94 a 26,43 °C.

Em relação aos dados históricos de temperatura na área da PMXL-1, os resultados da *PERMANOVA* aplicada indicaram os fatores “Campanha” ($p = 0,001$), “Estação” ($p = 0,001$) e “Estrato” ($p = 0,001$) como os mais relevantes para explicar a distribuição do parâmetro. A partir da Figura VI-5, verifica-se valores de temperatura mais elevados em PMPR_MXL_C17, porém, distintos apenas dos resultados encontrados na campanha C15, quando temperaturas foram mais baixas em comparação com as demais campanhas (teste de *Dunn*, p -ajustado $< 0,05$). Os resultados da campanha atual são aderentes às condições meteoceanográficas no período, com aquecimento generalizado das águas sobre a plataforma continental na porção norte da BS em decorrência de fluxos de água acarretados por atividades vorticais e intensificação da CB. Em relação ao fator “Estação”, observou-se diferença somente entre a estação J153 da atual campanha, cuja as amostragens foram realizadas nas menores profundidades, e as estações M1000 (Figura VI-6; teste de *Dunn*, $p < 0,05$). Já a diferenciação dos estratos (Figura VI-7; teste de *Dunn*, p -ajustado $< 0,05$) evidencia a queda da temperatura ao longo das profundidades de coleta, refletindo os próprios pressupostos de estabelecimento da malha amostral, com ampla variabilidade para cada estrato decorrente das diferentes condições amostradas ao longo dos anos.

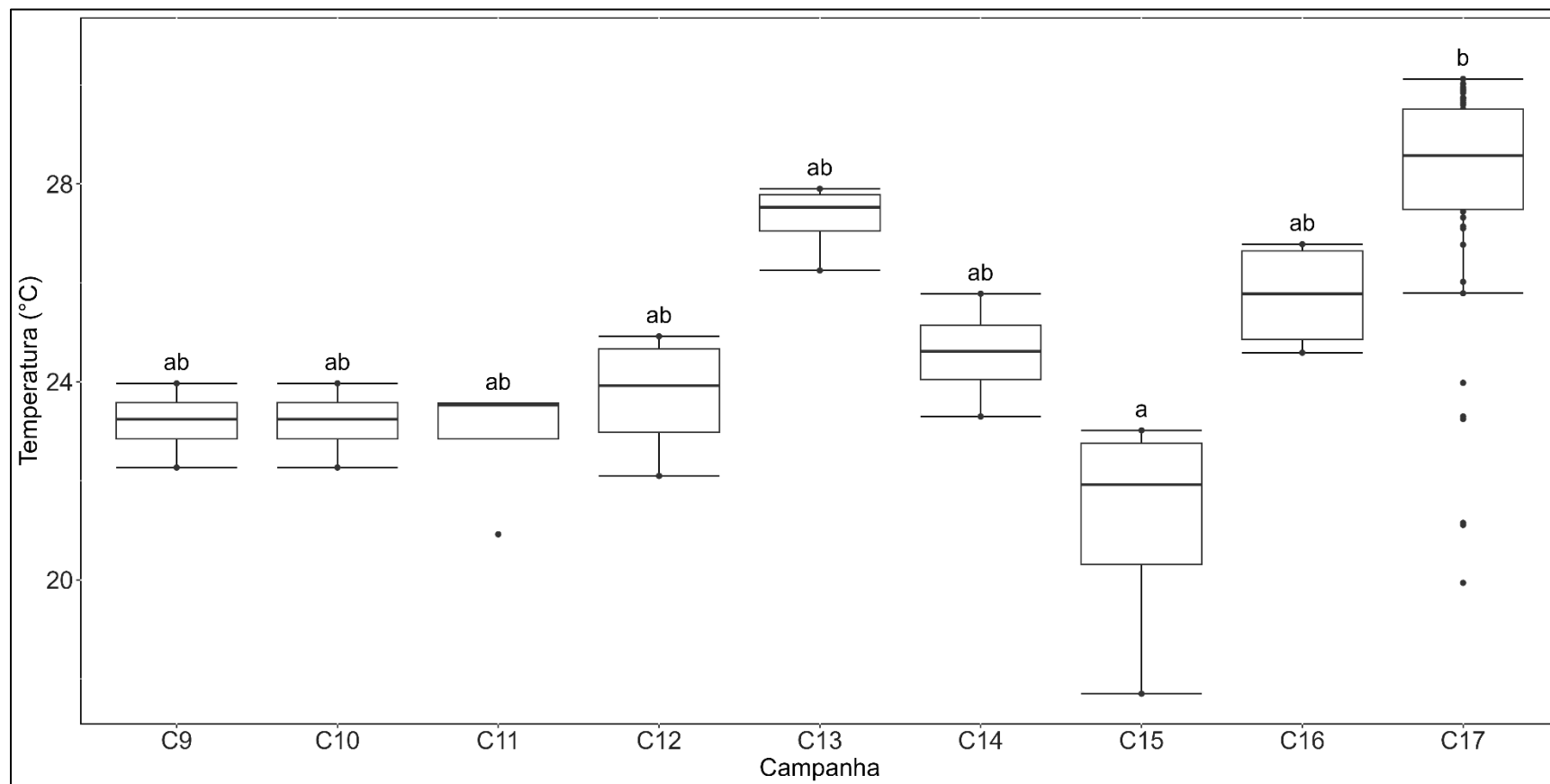


Figura VI-5 – Temperaturas (°C) registradas nas campanhas de monitoramento ambiental da PMXL-1. Letras iguais denotam ausência de diferenças significativas (teste de Dunn, p -ajustado > 0,05).

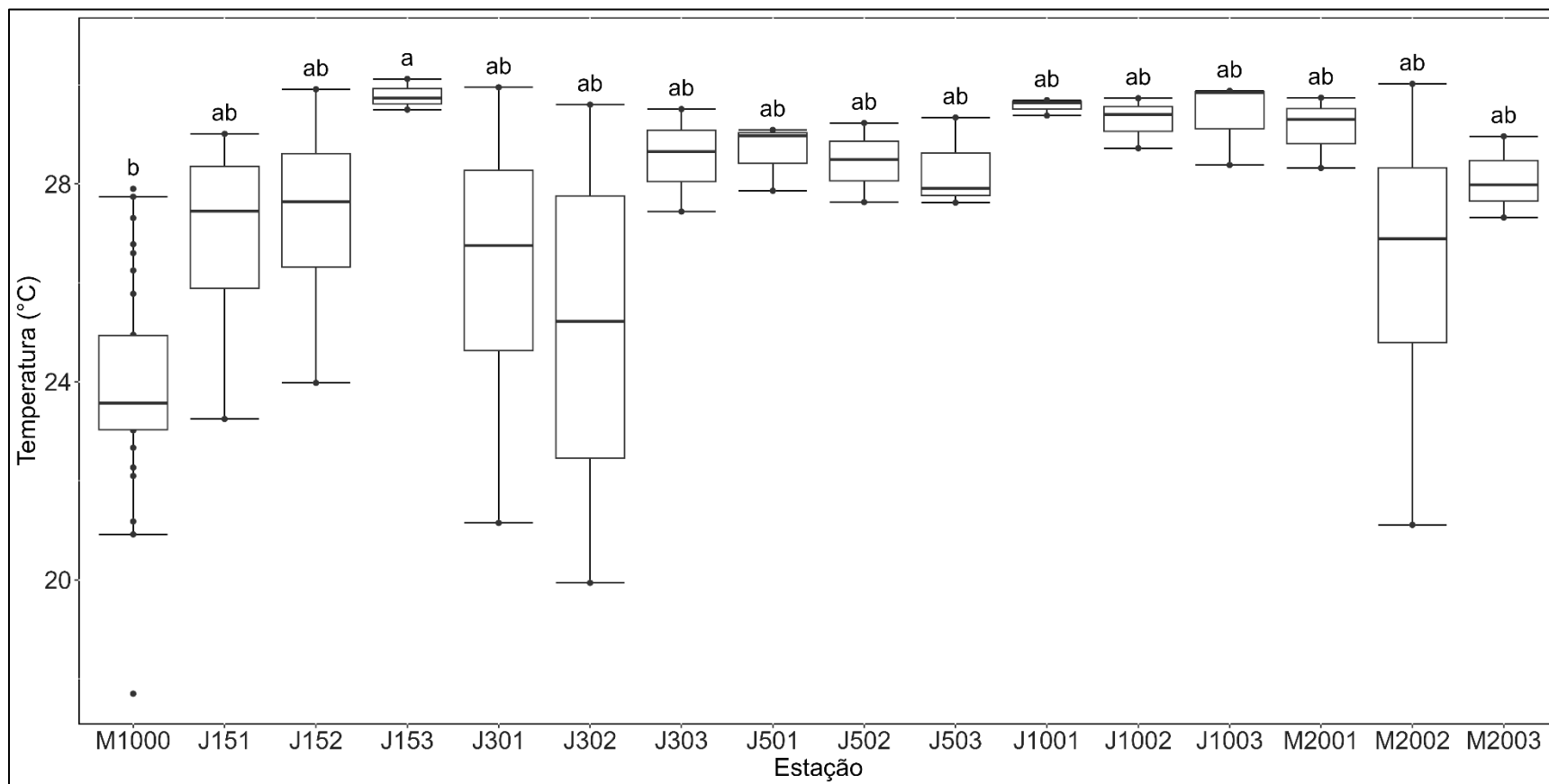


Figura VI-6 – Temperaturas (°C) registradas nas estações de amostragem de água ao longo das campanhas de monitoramento ambiental da PMXL-1. Letras iguais denotam ausência de diferenças significativas (teste de Dunn, p -ajustado > 0,05).

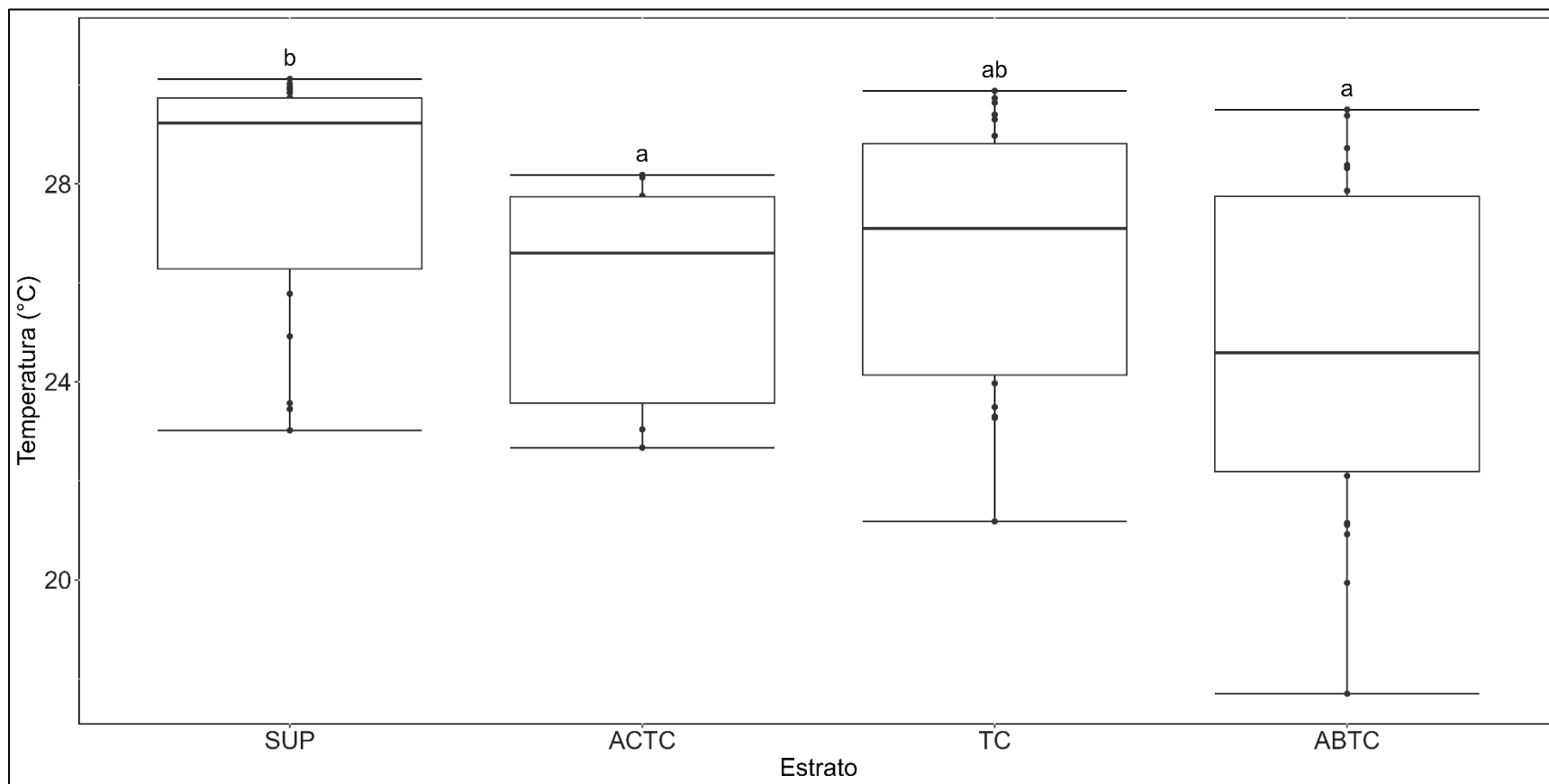


Figura VI-7 – Temperaturas (°C) registradas nos estratos de amostragem de água ao longo das campanhas de monitoramento ambiental da PMXL-1. Letras iguais denotam ausência de diferenças significativas (teste de Dunn, p -ajustado > 0,05). SUP = superfície; ACTC = acima da termoclina; TC = termoclina; ABTC = abaixo da termoclina.

Para a salinidade, a média geral para o período foi de $36,07 \pm 0,21$, sendo novamente observada uma variabilidade temporal que reflete a sequência das amostragens, com aumento e diminuição diária das salinidades em superfície, bem como uma distinção entre o grupo formado pelos perfis J1001, J1002, J1003, J151, J152, J153, M2001, M2002 e J301, coletados antes das 15 h do dia 19/11/2023 e que, de maneira geral, apresentaram maiores variabilidades verticais, mesmo aqueles amostrados a menores profundidades, do grupo formado pelos perfis J302, J303, J503, J502, J501 e M2003, coletados após este dia e horário e representativos de uma coluna d'água muito mais homogênea, com exceção de J302, que considerou maiores profundidades de coleta. (Tabela VI-2; Figura VI-8).

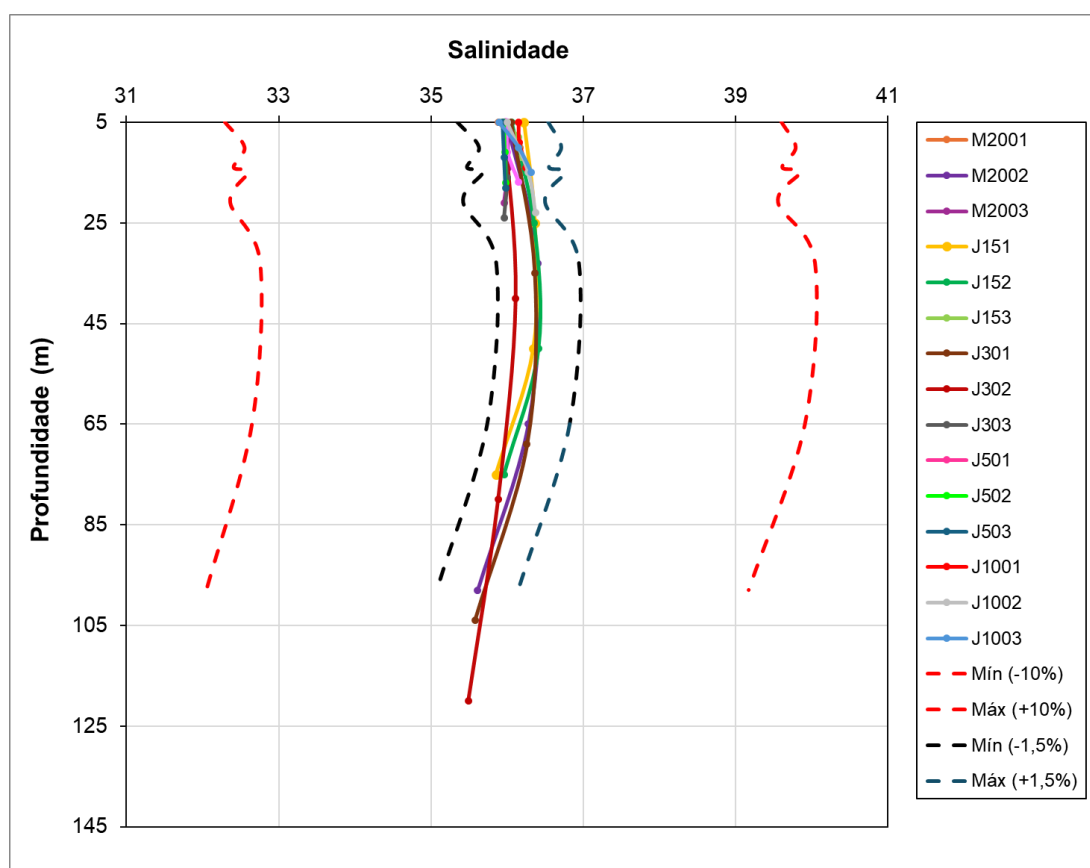


Figura VI-8 – Perfil de salinidade ao longo da coluna d'água nas estações amostradas durante a campanha PMPR_MXL_C17 com os limites máximo e mínimo da CCME (1999) em linha pontilhada.

A Resolução CONAMA nº 357/05 não estabelece diretrizes para salinidade em Águas Salinas Classe 1. Já a agência ambiental canadense (*Canadian Council of Ministers of the Environment - CCME*, 1999) determina que a atividade humana não

deve gerar variações, a longo prazo, acima de 10% da salinidade do ambiente marinho, considerando a época do ano e a profundidade. Embora este não seja um critério normativo para águas jurisdicionais brasileiras, cabe destacar a importância da salinidade como fator regulador da fisiologia dos organismos e a possibilidade de uma aplicação abrangente deste critério, dado seu objetivo e forma de obtenção². Comparando-se o resultado das estações a jusante com os limites mínimo e máximo de salinidade observados nas diferentes profundidades/estratos das estações controle, tem-se variações inferiores a 1,5% e, portanto, de acordo com a legislação canadense, sem qualquer risco de efeitos adversos à biota.

Dentre os fatores de comparação avaliados para os dados de salinidade obtidos durante a campanha atual, somente a distribuição espacial das concentrações nos estratos da coluna d'água foi relevante (*PERMANOVA*, $p = 0,003$), sendo as semelhanças e diferenças verificadas *a posteriori* influenciada pelo menor número de amostras obtidas em ACTC e pelas maiores variabilidades observadas em TC e ACTC em função da amplificação das profundidades de coleta dadas em relação a TC (teste de *Dunn*, $p < 0,05$; Figura VI-9).

² Os limites de longo prazo estipulados pela CCME visam a proteção contra todos os efeitos adversos à biota, considerando períodos de exposição indefinidos, sendo obtido a partir de resultados de ensaios de ecotoxicidade com base em parâmetros de efeitos letais e não letais testados em organismos de diversos grupos biológicos.

Tabela VI-2 – Resultados de salinidade obtidos nas amostras de água da campanha PMPR_MXL_C17.

ESTRATO	ESTAÇÃO															Mín.	Máx.	Média	DP
	M2001	M2002	M2003	J151	J152	J153	J301	J302	J303	J501	J502	J503	J1001	J1002	J1003				
SUP	35,88	35,99	36,00	36,22	36,06	35,92	36,05	35,96	35,95	35,99	35,96	35,94	36,15	36,00	35,89	35,88	36,22	36,00	0,09
ACTC	-	36,40	-	36,36	36,35	-	36,36	36,11	-	-	-	-	-	-	-	36,11	36,40	36,32	0,12
TC	36,17	36,28	36,01	36,34	36,41	36,15	36,26	35,88	36,00	36,01	35,97	35,96	36,16	36,28	36,15	35,88	36,41	36,14	0,16
ABTC	36,22	35,61	35,96	35,85	35,96	36,19	35,58	35,49	35,96	36,15	35,98	35,98	36,25	36,37	36,32	35,49	36,37	35,99	0,27
Mín.	35,88	35,61	35,96	35,85	35,96	35,92	35,58	35,49	35,95	35,99	35,96	35,94	36,15	36,00	35,89				
Máx.	36,22	36,40	36,01	36,36	36,41	36,19	36,36	36,11	36,00	36,15	35,98	35,98	36,25	36,37	36,32				
Média	36,09	36,07	35,99	36,19	36,20	36,09	36,06	35,86	35,97	36,05	35,97	35,96	36,19	36,22	36,12				
DP	0,18	0,35	0,03	0,24	0,22	0,15	0,35	0,26	0,03	0,09	0,01	0,02	0,06	0,19	0,22				

Legenda: SUP: Superfície; ACTC: Acima da Termoclina; TC: Termoclina e ABTC: Abaixo da Termoclina;
- = Estrato suprimido.

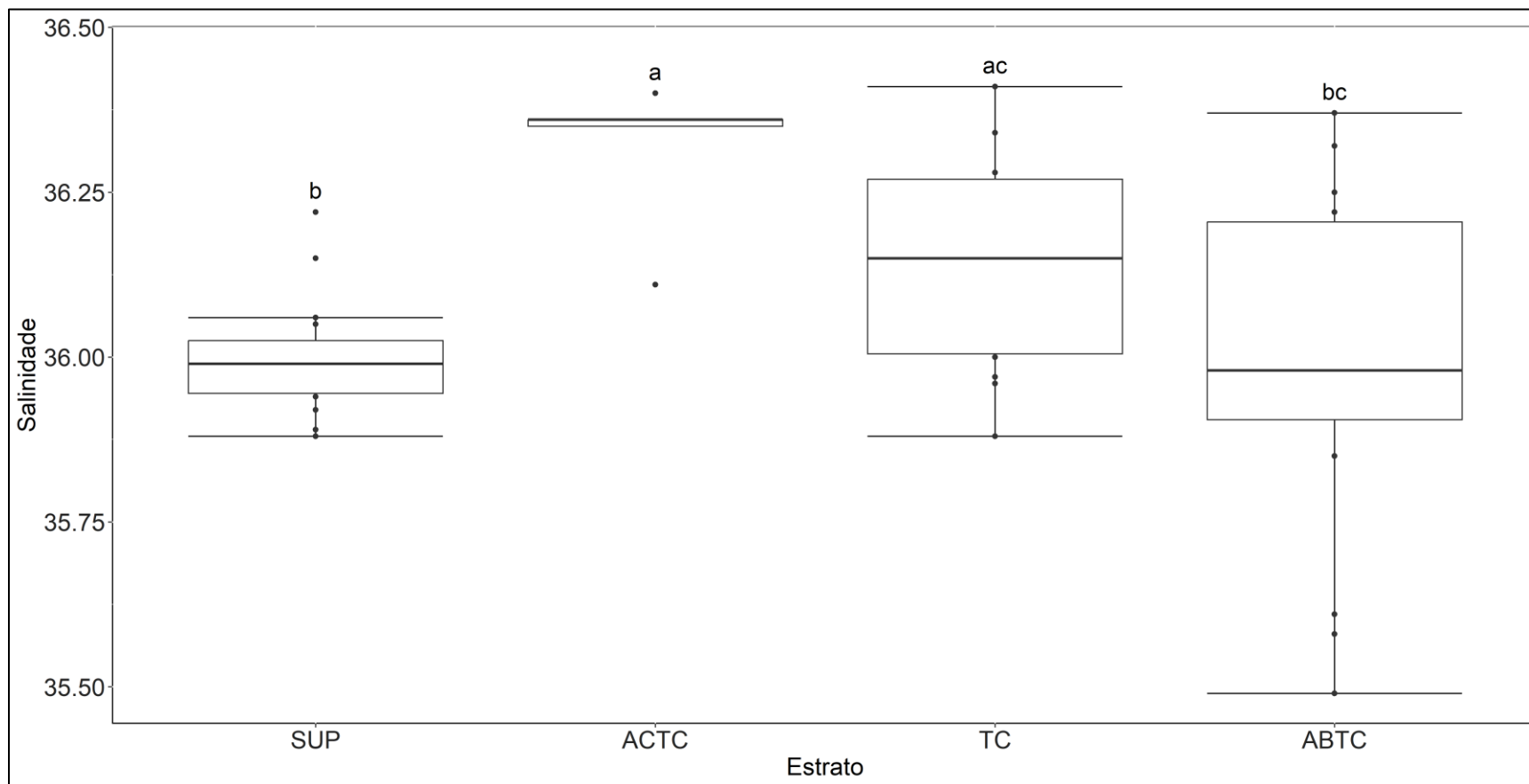


Figura VI-9 – Salinidades registradas nos estratos de amostragem de água da campanha PMPR_MXL_C17. Letras iguais denotam ausência de diferenças significativas (teste de Dunn, $p > 0,05$). SUP = superfície; ACTC = acima da termoclina; TC = termoclina; ABTC = abaixo da termoclina.

Os valores de salinidade registrados durante a atual campanha foram semelhantes aos obtidos durante a realização do PCR-BS, com valores de salinidade variando de 34,35 a 36,94.

Em relação ao histórico de registros de salinidade do projeto, os resultados da *PERMANOVA* evidenciaram relevância do fator “Campanha” ($p = 0,001$), onde as distinções identificadas (teste de *Dunn*, p -ajustado $< 0,05$; Figura VI-10) refletem as diferentes composições da estrutura da coluna d’água entre as campanhas, sem nenhuma variação que pudesse caracterizar condições diferentes daquelas naturais para a área, dada as massas d’água que ocorrem na região.

O diagrama T-S, elaborado a partir dos registros de temperatura e salinidade coletados pelo *CTD*, conforme limites de densidade neutra definidos pelo PCR-BS (Tabela IV-9), indicou somente a ocorrência de Água Tropical (Figura VI-11), cabendo destacar, no entanto, a distinção dos perfis em dois grandes grupos, novamente relacionados com a sequência amostral, sendo o primeiro relacionado a maiores valores de salinidade e temperatura entre superfície e uma profundidade de aproximadamente 100 m, e o segundo, com menores valores de ambos os parâmetros nessas mesmas profundidades, o que pode estar relacionado a maior influência da Água Costeira (AC) a partir da tarde do dia 19/11/2023, inclusive, em uma das estações a montante (M2003). A AC, não descrita pelos limites de densidade neutra estipulados pelo PCR-BS, tem maior influência na porção interna da plataforma continental, embora seja verificada também a maiores distâncias, sendo usualmente caracterizada por temperaturas maiores que 20°C e salinidades inferiores a 36. A predominância da AT está de acordo com os dados de ambas as campanhas do Projeto de Caracterização Regional da Bacia de Santos (PCR-BS).

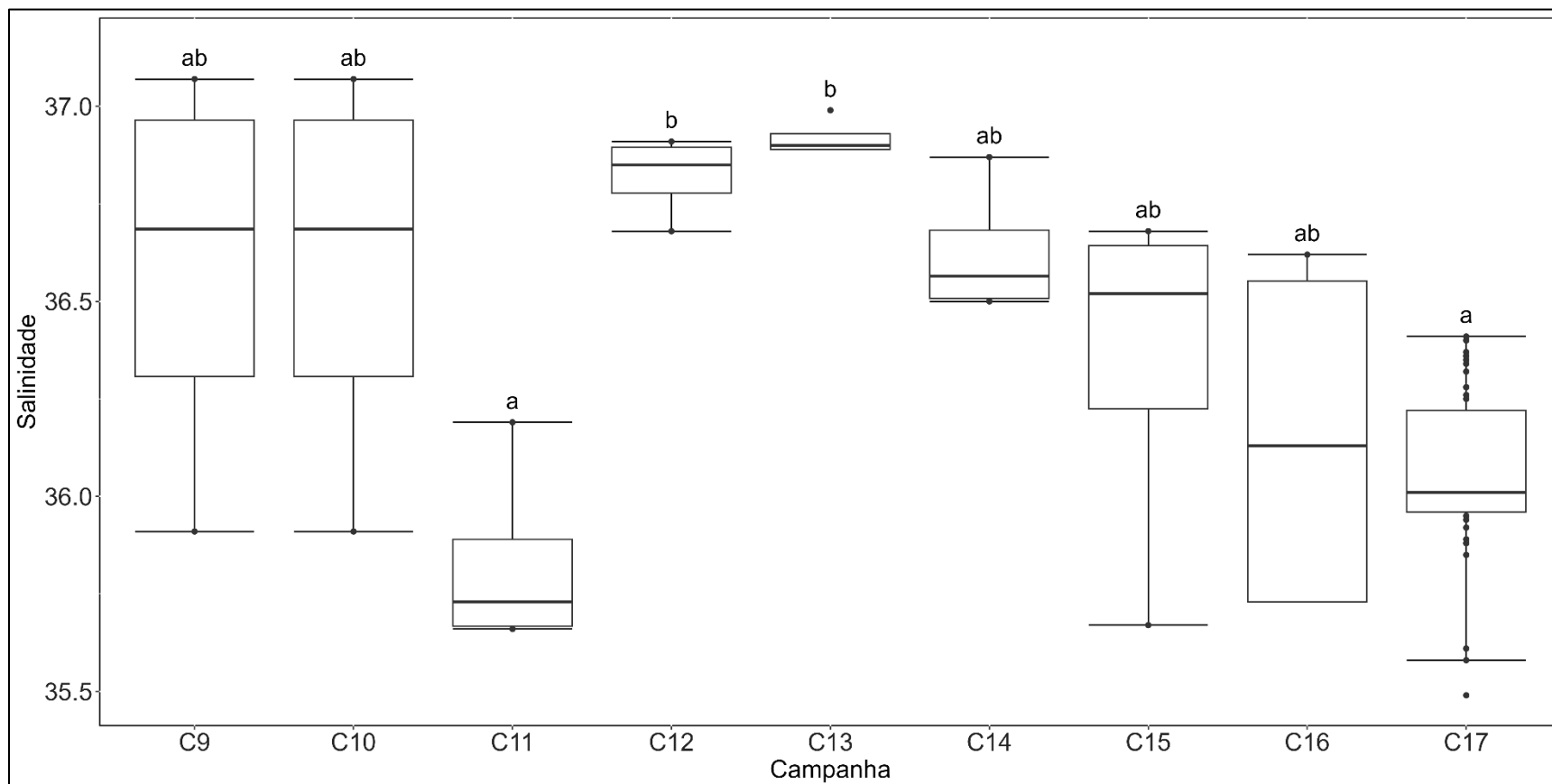
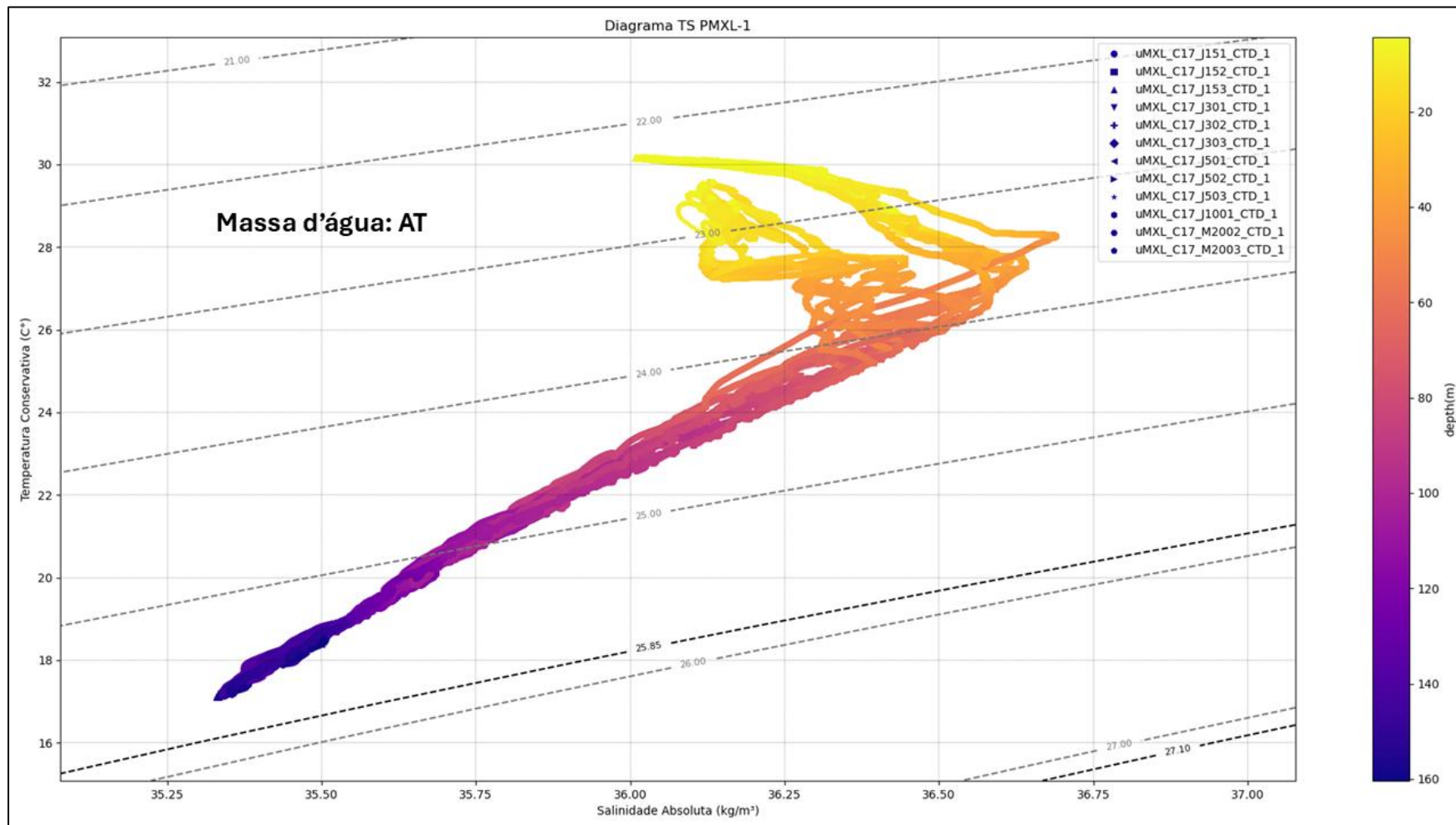


Figura VI-10 – Salinidades registradas nas campanhas de monitoramento ambiental da PMXL-1. Letras iguais denotam ausência de diferenças significativas (teste de Dunn, p -ajustado $> 0,05$).



Legenda: AT=Água Tropical.

Figura VI-11 – Diagrama de Temperatura-Salinidade (T-S) elaborado com base nos registros de temperatura e salinidade obtidos da campanha PMPR_MXL_C17.

VI.1.2 - Oxigênio Dissolvido (OD)

A média geral de OD foi de $6,32 \pm 0,52$ mg/L (Tabela VI-3), havendo resultados bastante variáveis entre os perfis (Figura VI-12). No entanto, avaliando-se os dados obtidos a partir das perfilagens de *CTD*, tal variabilidade é reduzida, notando-se maior consistência entre as diferentes estações e deixando-se de observar a distinção dos perfis M2003 e J501 ocorrida a partir dos dados de *Winkler* (Figura VI-13).

Excetuadas as estações M2003 e J501, nota-se também, grosso modo, a formação de dois grupos distintos entre os perfis, sendo aqueles mais profundos caracterizados por valores levemente menores de OD, de até 6,5 mg/L, enquanto os perfis obtidos em configuração de termoclina rasa apresentaram concentrações mais elevadas. Tal distinção parece estar relacionada a menor ou maior estratificação da coluna d'água, que limitaria a distribuição do O₂ proveniente de trocas atmosféricas a maiores ou menores profundidades, tornando-o mais esparsos ou concentrado ao longo da coluna d'água.

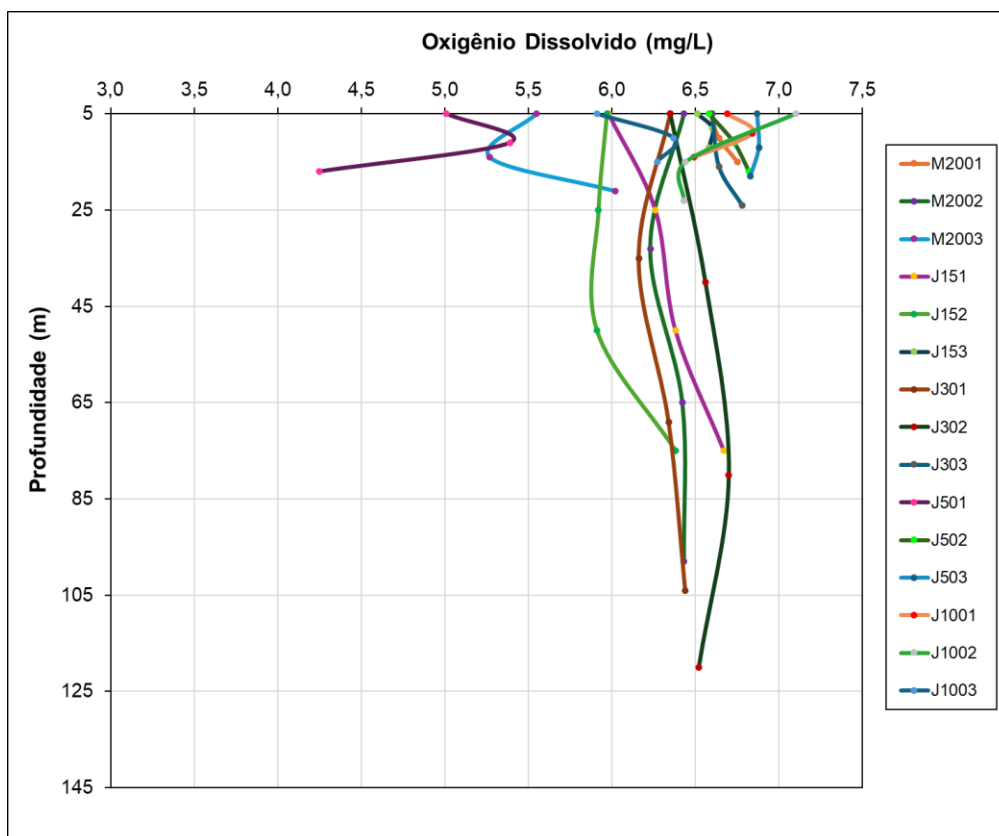


Figura VI-12 – Perfis de oxigênio dissolvido (mg/L) medidos através do método Winkler nas amostras das estações amostradas da campanha PMPR_MXL_C17.

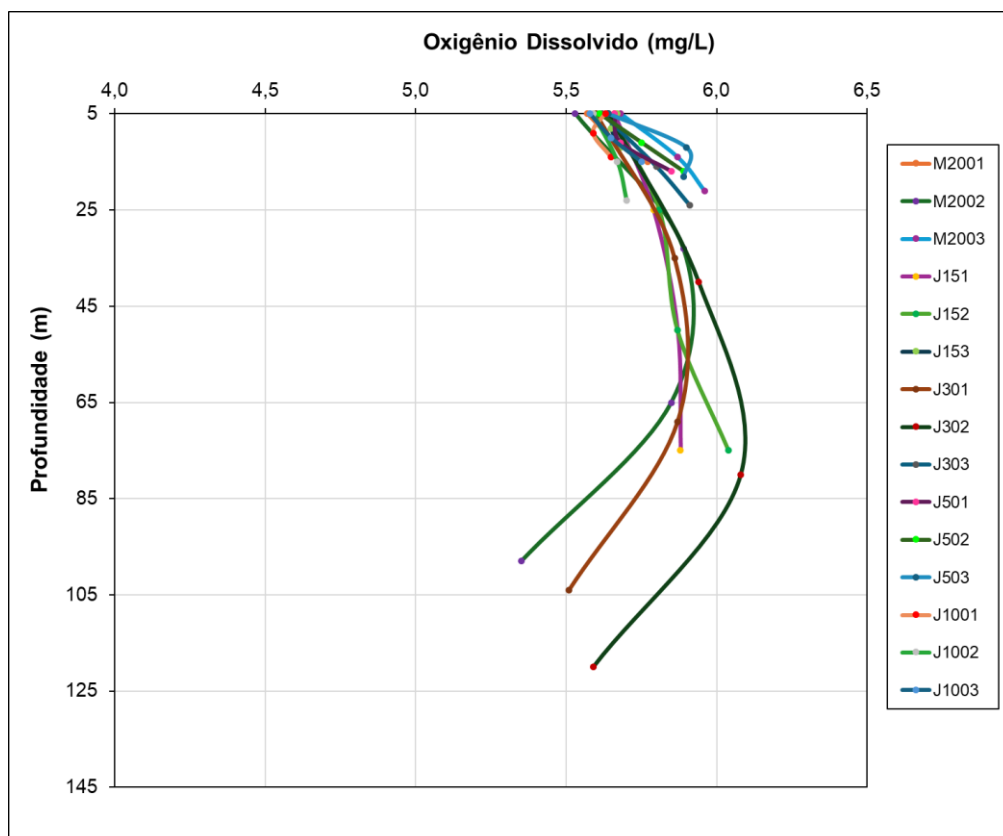


Figura VI-13 – Perfis de oxigênio dissolvido (mg/L) medidos através do CTD nas amostras das estações amostradas da campanha PMPR_MXL_C17.

Na atual campanha, dez amostras (20%) apresentaram concentração de OD abaixo do limite mínimo estabelecido pela Resolução CONAMA n° 357/05, 6,0 mg/L em Águas Salinas Classe 1, das quais quatro foram coletadas no interior da zona de mistura de 500 m da PMXL-1, e duas estão localizadas a montante da plataforma, na estação M2003 (Tabela VI-3). Destaca-se ainda que cinco dos dez resultados variaram entre 5,89 e 5,98, e, portanto, muito próximos ao limite CONAMA, não sendo distintos desse quando se leva em consideração a própria variabilidade de leitura do método analítico (isto é, precisão e exatidão do método). Os demais resultados, verificados em J501 e em M2003, variaram entre 4,25 e 5,55 mg/L, suspeitando-se de erros de medição, visto não haver qualquer confirmação do comportamento de menores concentrações de OD nestas mesmas estações a partir dos dados obtidos pelo CTD. A suspeita é corroborada ainda pela alta variabilidade das leituras que compõe os resultados de cada amostra, que são realizadas em triplicatas e que chegaram a apresentar um coeficiente de variação

de até 5,32% entre as leituras em M2003 e até 10,72% entre as leituras em J501, enquanto o usual são $CV < 1\%$, conforme verificou-se a partir das anotações de campo da campanha.

Tabela VI-3 – Resultados de oxigênio dissolvido (mg/L) obtidos através do método Winkler nas amostras de água da campanha PMPR_MXL_C17. Em vermelho, resultados desenquadrados em relação aos limites estipulados para Águas Salinas Classe 1 pela Resolução CONAMA nº 357/2005, de 6,0 mg/L. Em laranja, resultados desenquadrados, porém situados no interior da zona de mistura definida pela Resolução CONAMA nº 393/2007.

ESTRATO	ESTAÇÃO															Mín.	Máx.	Média	DP
	M2001	M2002	M2003	J151	J152	J153	J301	J302	J303	J501	J502	J503	J1001	J1002	J1003				
SUP	6,59	6,43	5,55	5,98	5,97	6,51	6,35	6,35	6,60	5,01	6,58	6,87	6,69	7,10	5,91	5,01	7,10	6,30	0,54
ACTC	-	6,23	-	6,26	5,92	-	6,16	6,56	-	-	-	-	-	-	-	5,92	6,56	6,23	0,23
TC	6,64	6,42	5,27	6,38	5,91	6,60	6,34	6,70	6,64	5,39	6,73	6,88	6,84	6,44	6,37	5,27	6,88	6,37	0,49
ABTC	6,75	6,43	6,02	6,67	6,38	6,58	6,44	6,52	6,78	4,25	6,82	6,83	6,49	6,43	6,27	4,25	6,83	6,38	0,63
Mín.	6,59	6,23	5,27	5,98	5,91	6,51	6,16	6,35	6,60	4,25	6,58	6,83	6,49	6,43	5,91				
Máx.	6,75	6,43	6,02	6,67	6,38	6,60	6,44	6,70	6,78	5,39	6,82	6,88	6,84	7,10	6,37				
Média	6,66	6,38	5,61	6,32	6,05	6,56	6,32	6,53	6,67	4,88	6,71	6,86	6,67	6,66	6,18				
DP	0,08	0,10	0,38	0,29	0,22	0,05	0,12	0,14	0,09	0,58	0,12	0,03	0,18	0,38	0,24				

Legenda: SUP: Superfície; ACTC: Acima da Termoclina; TC: Termoclina e ABTC: Abaixo da Termoclina;

- = Estrato suprimido.

Dentre os fatores de comparação avaliados para os dados de OD na presente campanha, somente a distribuição espacial das concentrações por estação de amostragem foi relevante na explicação da variação deste parâmetro (*PERMANOVA*, $p = 0,001$). Adicionalmente, o teste de *Dunn* aplicado destacou as estações J501 e M2003, com suposto erro analítico, das demais estações ($p < 0,05$; Figura VI-14).

A faixa de variação dos valores obtidos durante o PCR-BS para a região variou entre 6,27 mg/L e 6,88 mg/L. No entanto, cabe ressaltar que concentrações inferiores também podem ocorrer naturalmente na Bacia de Santos, principalmente no período do verão e em locais com influência da AC, conforme sugerem outros resultados do PCR-BS (BRANDINI *et al.*, 2022).

Para o histórico de registros de OD na área da plataforma PMXL-1, os fatores relevantes para a variação deste parâmetro foram “Estação” ($p = 0,001$) e “Campanha” ($p = 0,001$). Os resultados indicam que os valores mais baixos observados nas estações J501 e M2003 divergem de boa parte das estações a jusante da campanha e da base histórica das estações controle M1000 (teste de *Dunn*, p -ajustado $< 0,05$; Figura VI-15), corroborando a suposição de erro de medição nas amostras dessas estações.

Já em relação às campanhas, a relevância do fator se deu em função de diferenças pontuais entre algumas campanhas, destacando-se as distinções entre a atual campanha e as campanhas C11, C13 e C16 (teste de *Dunn*, p -ajustado $< 0,05$; Figura VI-16).

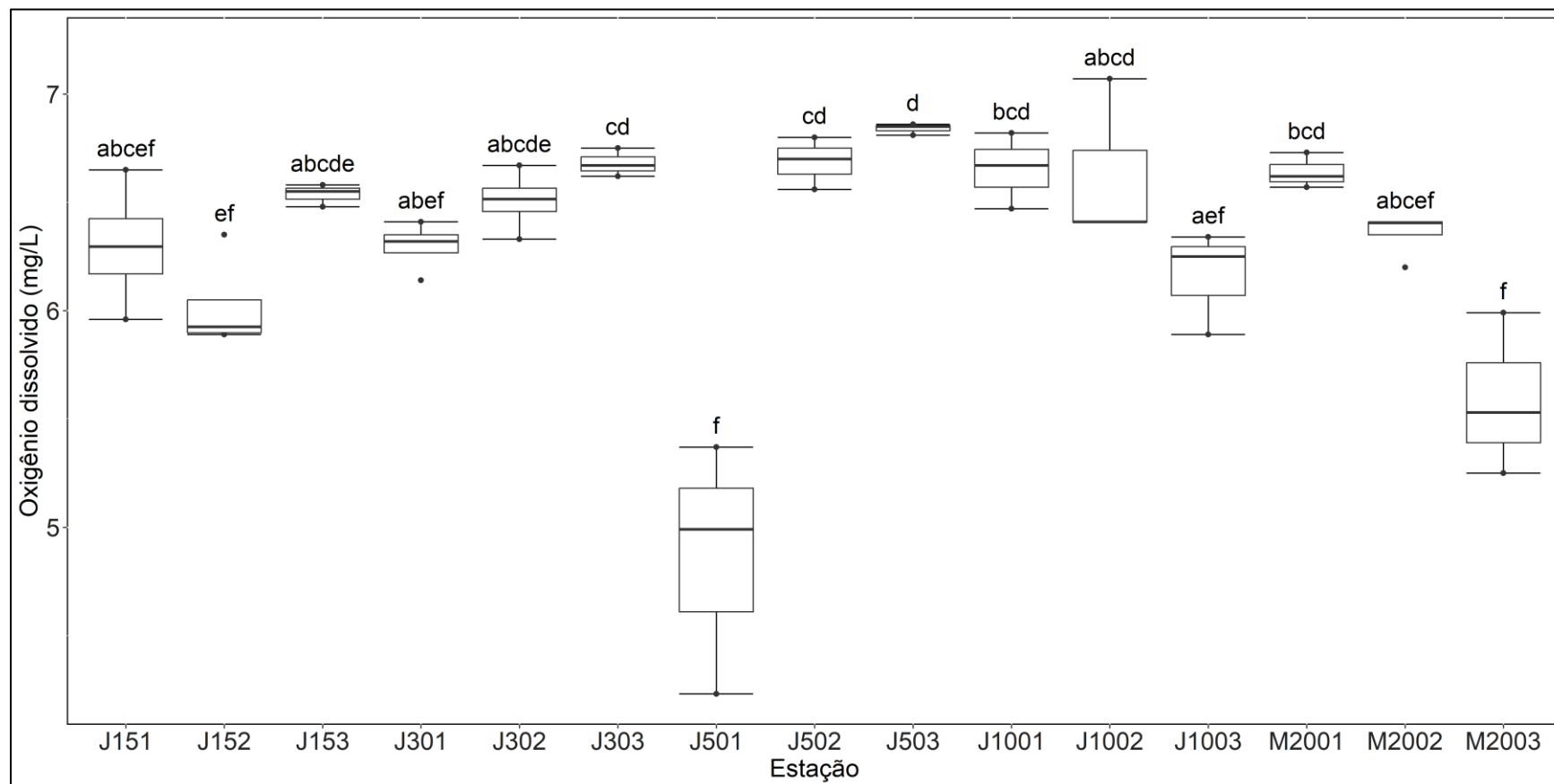


Figura VI-14 – Concentrações de oxigênio dissolvido (mg/L) registradas nas estações de amostragem de água da campanha PMPR_MXL_C17. Letras iguais denotam ausência de diferenças significativas (teste de Dunn, $p > 0,05$).

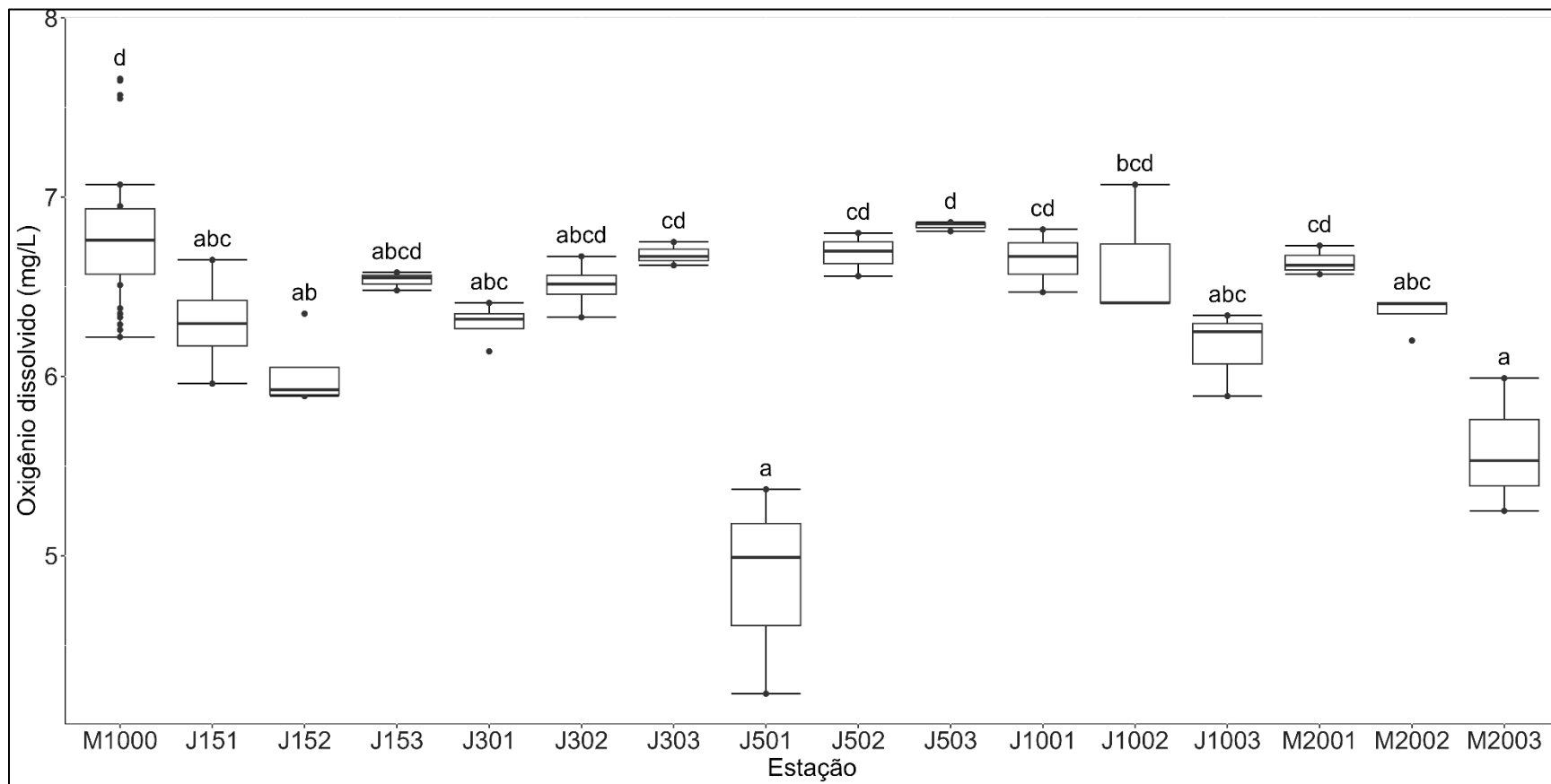


Figura VI-15 – Concentrações de oxigênio dissolvido (mg/L) registradas nas estações de amostragem ao longo das campanhas de monitoramento ambiental da PMXL-1. Letras iguais denotam ausência de diferenças significativas (teste de Dunn, p -ajustado $> 0,05$).

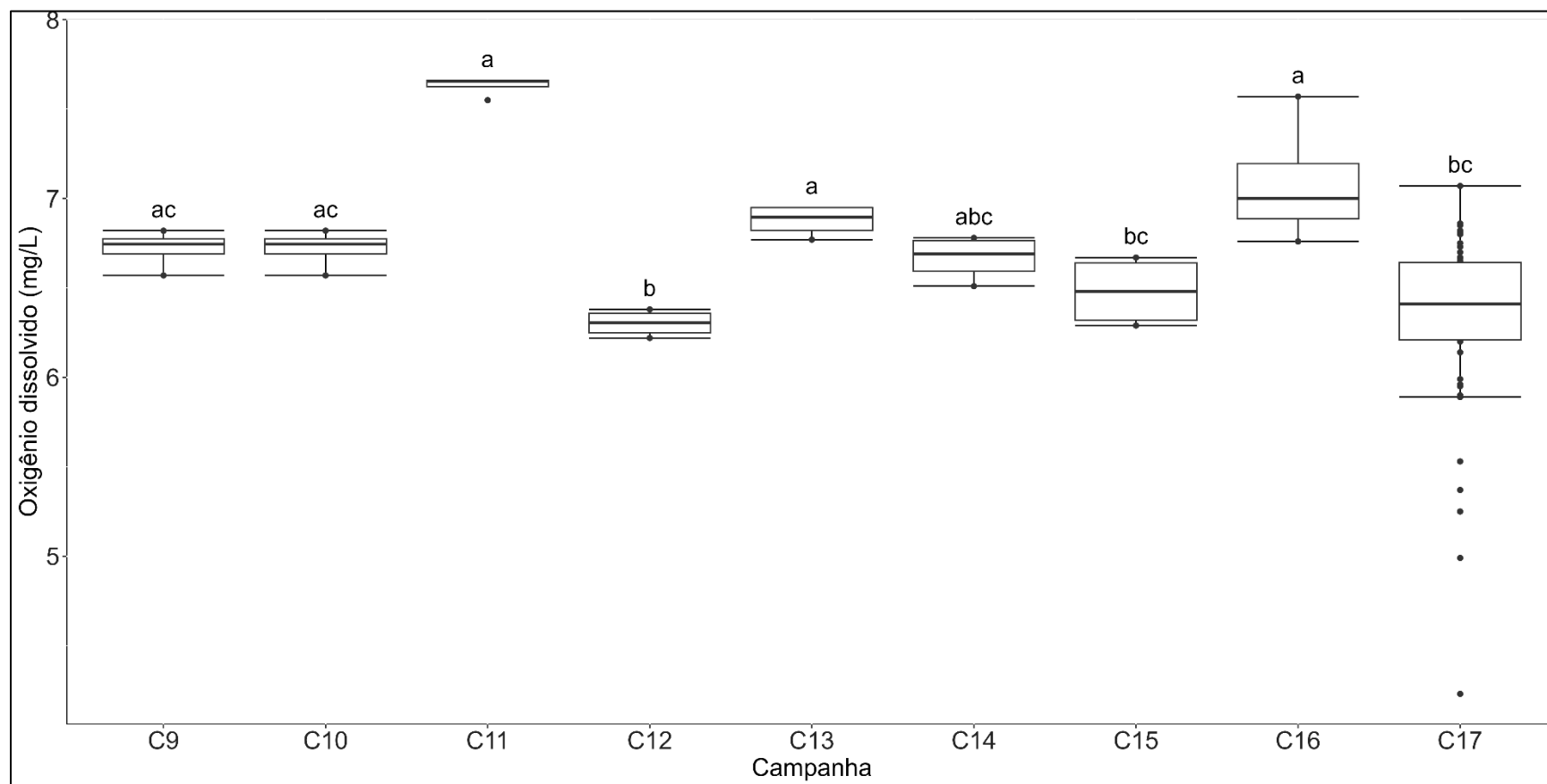


Figura VI-16 – Concentrações de oxigênio dissolvido (mg/L) registradas nas campanhas de monitoramento ambiental da PMXL-1. Letras iguais denotam ausência de diferenças significativas (teste de Dunn, p -ajustado $> 0,05$).

VI.1.3 - Potencial Hidrogeniônico (pH)

Na presente campanha, a média geral de pH foi de $8,23 \pm 0,03$, com sutis variações em função da profundidade e da distribuição horizontal (Tabela VI-4).

Assim, as amostras da campanha atual apresentaram valores dentro dos limites praticáveis de pH para o ambiente marinho. Cabe ressaltar que A Resolução CONAMA n° 357/05 determina valores de pH entre 6,5 e 8,5 para Águas Salinas Classe 1, não havendo valores desenquadrados para as amostras da campanha atual.

Considerando os fatores de comparação avaliados para os dados de pH durante a presente campanha, evidenciou-se relevância do fator “Estação” ($p = 0,004$) sobre a distribuição dos dados. Complementarmente, dada a baixa variabilidade dos dados como um todo, o teste de *Dunn* indicou diferenças ocasionais entre algumas estações ($p < 0,05$; Figura VI-17).

Tabela VI-4 – Resultados de pH obtidos nas amostras de água da campanha PMPR_MXL_C17.

ESTRATO	ESTAÇÃO															Mín.	Máx.	Média	DP
	M2001	M2002	M2003	J151	J152	J153	J301	J302	J303	J501	J502	J503	J1001	J1002	J1003				
SUP	8,26	8,26	8,21	8,17	8,21	8,21	8,25	8,21	8,23	8,20	8,23	8,21	8,22	8,21	8,20	8,17	8,26	8,22	0,02
ACTC	-	8,27	-	8,20	8,21	-	8,28	8,28	-	-	-	-	-	-	-	8,20	8,28	8,25	0,04
TC	8,27	8,26	8,24	8,21	8,21	8,21	8,28	8,26	8,24	8,23	8,24	8,24	8,22	8,21	8,20	8,20	8,28	8,24	0,02
ABTC	8,26	8,19	8,22	8,21	8,21	8,24	8,21	8,19	8,22	8,23	8,24	8,24	8,22	8,21	8,20	8,19	8,26	8,22	0,02
Mín.	8,26	8,19	8,21	8,17	8,21	8,22	8,21	8,19	8,22	8,20	8,23	8,21	8,22	8,21	8,20				
Máx.	8,27	8,27	8,24	8,21	8,21	8,23	8,28	8,28	8,24	8,23	8,24	8,24	8,22	8,21	8,20				
Média	8,26	8,25	8,22	8,20	8,21	8,22	8,26	8,24	8,23	8,22	8,24	8,23	8,22	8,21	8,20				
DP	0,01	0,04	0,02	0,02	0,00	0,01	0,03	0,04	0,01	0,02	0,01	0,02	0,00	0,00	0,00				

Legenda: SUP: Superfície; ACTC: Acima da Termoclina; TC: Termoclina e ABTC: Abaixo da Termoclina;

- = Estrato suprimido.

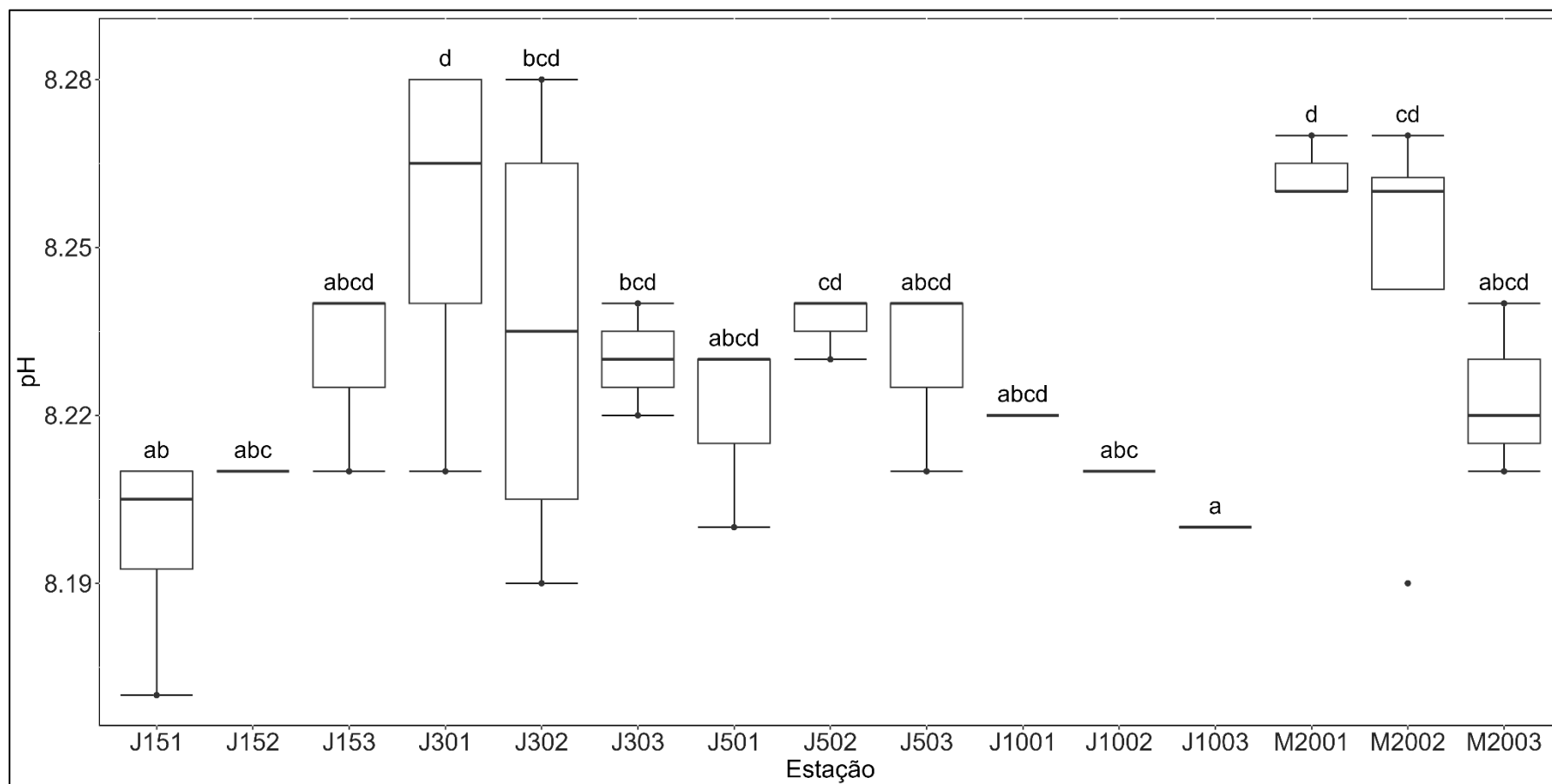


Figura VI-17 – Valores de pH registrados nas estações de amostragem de água da campanha PMPR_MXL_C17. Letras iguais denotam ausência de diferenças significativas (teste de Dunn, $p > 0,05$).

Os valores registrados na presente campanha são compatíveis com os obtidos no âmbito do PCR-BS para a região, que variaram de 8,05 a 8,29, e com o padrão naturalmente estável deste parâmetro em águas salinas, indicando que o pH na campanha atual não difere das condições naturais do local.

Em relação ao histórico de registros de pH do projeto, os resultados da *PERMANOVA* evidenciaram relevância somente do fator “Campanha” ($p = 0,001$) sobre a distribuição do pH, com diferenças marcadas pela baixa variabilidade dos dados de cada campanha e menores pH em C9, C10, C13, C15 e C16 (teste de *Dunn*, p -ajustado $< 0,05$; Figura VI-18). Assim, também não foi observada significativa variação temporal para esse parâmetro ou comportamento fora do esperado para o pH na área estudada, considerando-se a base histórica de dados.

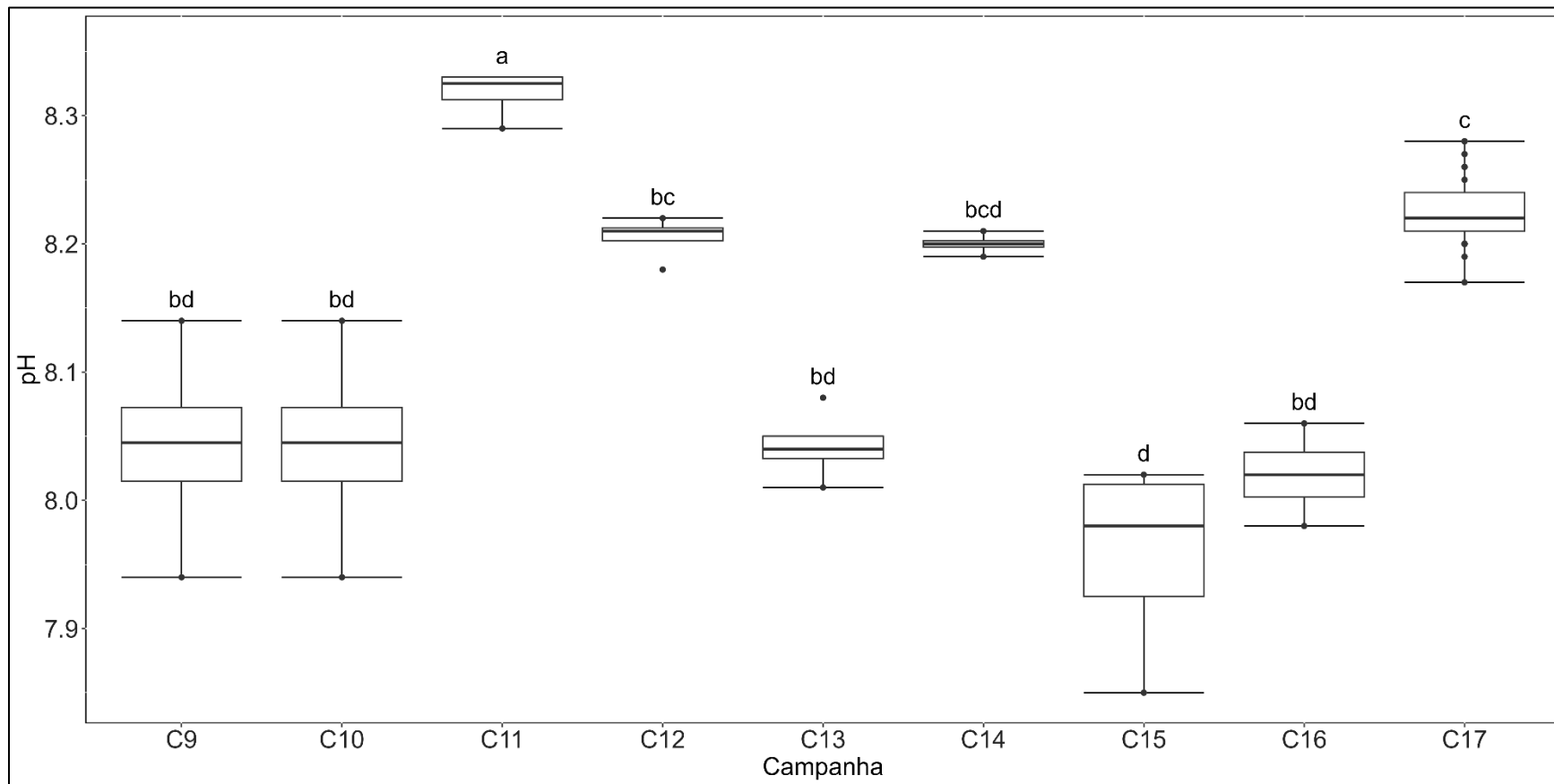


Figura VI-18 – pH registrado nas campanhas de monitoramento ambiental da PMXL-1. Letras iguais denotam ausência de diferenças significativas (teste de Dunn, p -ajustado $> 0,05$).

VI.1.4 - Nutrientes (Nitrogênio Amoniacal, Nitrito, Nitrato e Fósforo Total)

VI.1.4.1 - Nitrogênio Amoniacal

No que se refere ao nitrogênio amoniacal, obteve-se, uma média geral de $0,196 \pm 0,124$ mg/L (Tabela VI-5). Ao analisar a distribuição vertical dos dados, nota-se concentrações mais elevadas e mais variáveis ocorrendo até aproximadamente 25 m de profundidade, com exceção dos resultados das estações J151 e J302, que apresentaram comportamento diferenciado, com concentrações muito mais elevadas e variáveis (Figura VI-19).

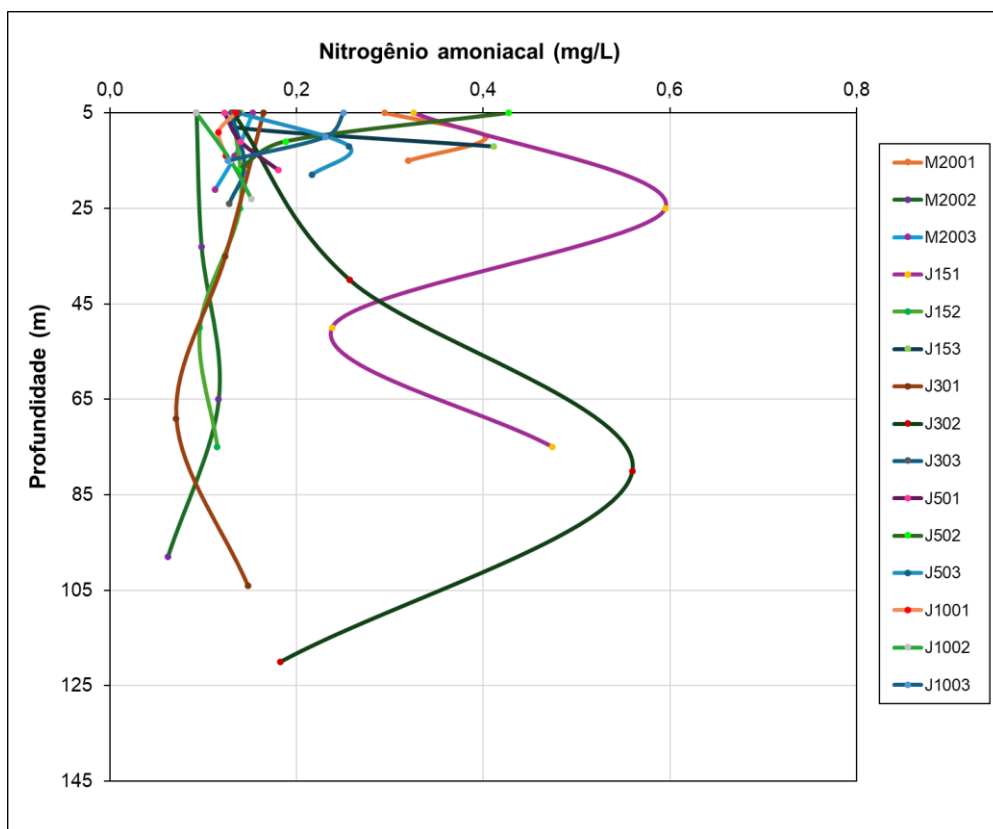


Figura VI-19 – Perfil de nitrogênio amoniacal (mg/L) ao longo da coluna d'água nas estações amostradas durante a campanha PMPR_MXL_C17.

A Resolução CONAMA n° 357/05 determina um limite máximo para o nitrogênio amoniacal de 0,40 mg/L em Águas Salinas Classe 1, o qual foi excedido em 6 amostras (12%) da atual campanha, das quais 4 encontravam-se no interior da zona de mistura de 500 m, 1 no limite desta zona e 1 na estação controle (Tabela VI-5).

No que tange aos fatores de comparação mais relevantes para a distribuição do nitrogênio amoniacal na presente campanha, os resultados da *PERMANOVA* indicaram relevância apenas para o fator “Estação” ($p = 0,02$) e, apesar das diferenças significativas observadas, todos os resultados obtidos a jusante estiveram sempre representados pela faixa de resultados observada nas estações controle (teste de *Dunn*, $p < 0,05$; Figura VI-20).

O nitrogênio amoniacal é analisado na água de produção descartada pela PMXL-1 e, para o semestre da atual campanha, apresentou concentração de 31,2 mg/L, associado a uma vazão de descarte de 83 m³ de água produzida nos dias de coleta das amostras da campanha. O estudo de modelagem do efluente (TETRA TECH, 2021), realizado com base em uma vazão de 120,96 m³/dia, demonstrou uma taxa de diluição na ordem de 368 x dentro do campo próximo da unidade, onde governam processos de difusão e advecção do jato, e que estaria limitado a até 11,4 m do ponto de descarte e entre as profundidades de 0 e 1,6 m. Deste modo, não é esperado, sendo bastante improvável, que o descarte tenha contribuído com as concentrações observadas para o parâmetro nas estações e estratos avaliados pela campanha.

Deve-se destacar ainda que esse parâmetro ocorre naturalmente na água do mar, principalmente em regiões neríticas, sujeitas a um maior aporte continental e com ocorrência de AC, como é o caso da área estudada.

Tabela VI-5 – Resultados de nitrogênio amoniacal (mg/L) obtidos nas amostras de água da campanha PMPR_MXL_C17. Em laranja, resultados desenquadrados em relação aos limites estipulados para Águas Salinas Classe 1 pela Resolução CONAMA nº 357/2005, de 0,4 mg/L, porém situados no interior da zona de mistura definida pela Resolução CONAMA nº 393/2007.

ESTRATO	ESTAÇÃO															Mín.	Máx.	Média	DP
	M2001	M2002	M2003	J151	J152	J153	J301	J302	J303	J501	J502	J503	J1001	J1002	J1003				
SUP	0,294	0,093	0,153	0,325	0,132	0,140	0,165	0,132	0,130	0,122	0,427	0,138	0,135	0,093	0,250	0,093	0,427	0,182	0,097
ACTC	-	0,098	-	0,595	0,139	-	0,124	0,257	-	-	-	-	-	-	-	0,098	0,595	0,242	0,206
TC	0,403	0,116	0,134	0,238	0,096	0,133	0,071	0,560	0,144	0,140	0,188	0,256	0,116	0,129	0,231	0,071	0,560	0,197	0,131
ABTC	0,319	0,062	0,112	0,474	0,115	0,411	0,148	0,183	0,128	0,181	0,138	0,216	0,124	0,151	0,126	0,062	0,474	0,193	0,117
Mín.	0,294	0,062	0,112	0,238	0,096	0,133	0,071	0,132	0,128	0,122	0,138	0,138	0,116	0,093	0,126				
Máx.	0,403	0,116	0,153	0,595	0,139	0,411	0,165	0,560	0,144	0,181	0,427	0,256	0,135	0,151	0,250				
Média	0,339	0,092	0,133	0,408	0,120	0,228	0,127	0,283	0,134	0,148	0,251	0,204	0,125	0,124	0,202				
DP	0,057	0,022	0,020	0,158	0,019	0,159	0,041	0,192	0,009	0,030	0,155	0,060	0,009	0,030	0,067				

Legenda: SUP: Superfície; ACTC: Acima da Termoclina; TC: Termoclina e ABTC: Abaixo da Termoclina;

- = Estrato suprimido.

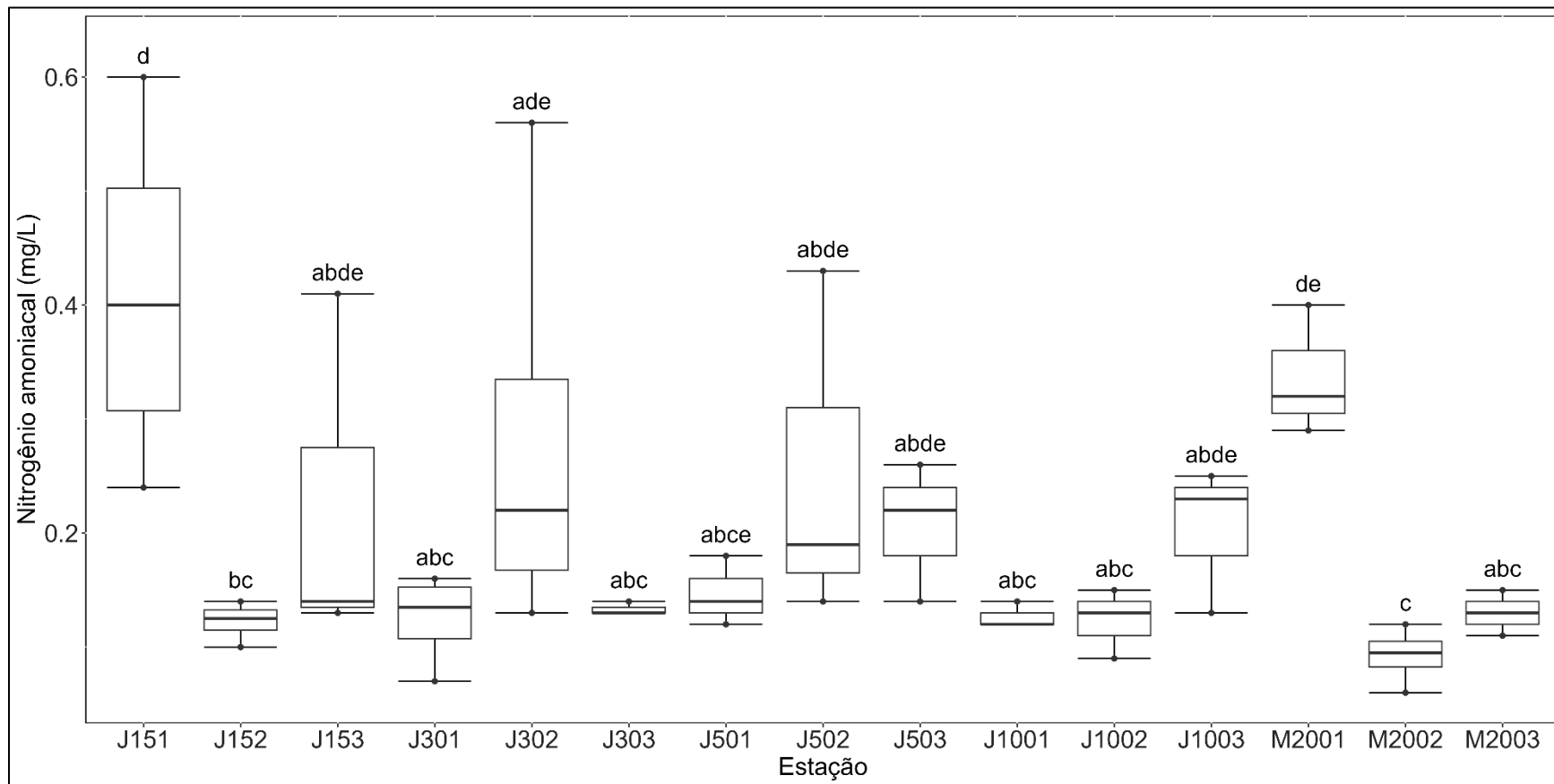


Figura VI-20 – Concentrações de nitrogênio amoniacal (mg/L) registradas nas estações de amostragem de água da campanha PMPR_MXL_C17. Letras iguais denotam ausência de diferenças significativas (teste de Dunn, $p > 0,05$).

Durante a realização do PCR-BS, não foram analisadas concentrações de nitrogênio amoniacal. No entanto, valores de amônio, que representa uma das formas que compõem o nitrogênio amoniacal, registrados próximos a PMXL-1, variaram entre 0,001 e 0,008 mg/L, sugerindo o resultado de balanço entre a produção nova e a regeneração de compostos orgânicos, típico de áreas oligotróficas (BRANDINI *et al.*, 2022).

Em relação ao histórico de nitrogênio amoniacal, cabe destacar que foram incorporados a base de comparação os dados da campanha C8, em substituição aos dados de C9 que não foram considerados na composição da base uma vez que foram invalidados nos controles da qualidade analítica. Assim, dentre os fatores de comparação testados para o compartimento água, “Estação” ($p = 0,001$) foi o único relevante para a distribuição deste parâmetro, com o teste de *Dunn* indicando diferenças significativas entre as estações controle do histórico, com muitos dados abaixo do limite de detecção, e as estações da atual campanha que, no entanto, apresentaram resultados consistentes entre si (p -ajustado $< 0,05$; Figura VI-21). Esses resultados indicam uma variação temporal deste parâmetro, com um aumento geral na região durante C17, verificável a partir das mais altas concentrações observadas também nas estações controle da atual campanha.

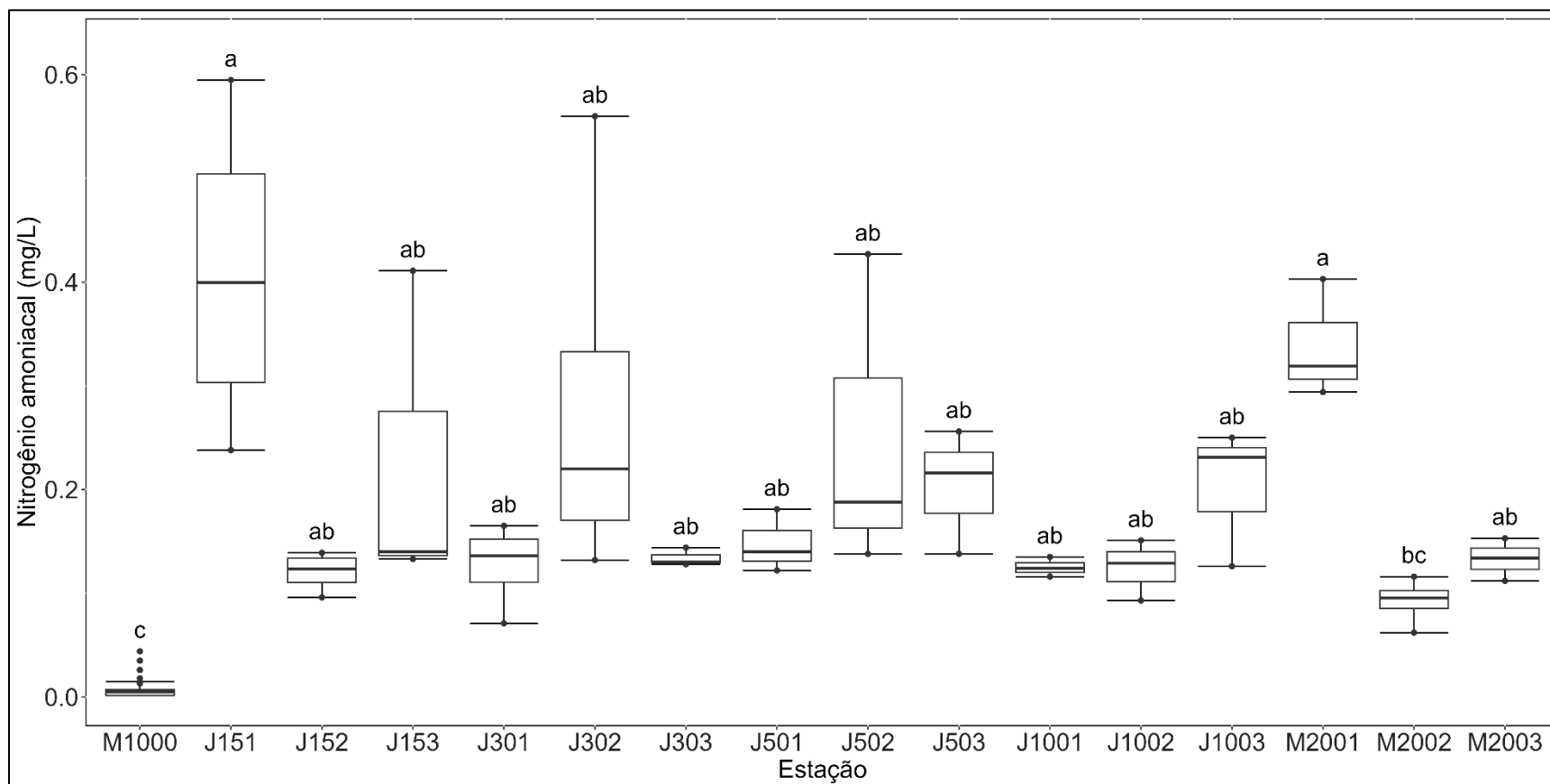


Figura VI-21 – Concentrações de nitrogênio amoniacal (mg/L) registradas nas estações de amostragem ao longo das campanhas de monitoramento ambiental da PMXL-1. Letras iguais denotam ausência de diferenças significativas (teste de Dunn, p -ajustado > 0,05).

VI.1.4.2 - Nitrito

Em relação ao nitrito, as concentrações observadas foram baixas, atingindo máximo de 0,017 mg/L (Tabela VI-6), com variações sutis e irregulares entre os estratos, de modo que não se observa um padrão de distribuição vertical para este parâmetro.

A Resolução CONAMA nº 357/05 estabelece como limite máximo para o nitrito em Águas Salinas Classe 1 a concentração de 0,7 mg/L. Portanto, na presente campanha, nenhuma amostra apresentou concentrações de nitrito acima do limite estabelecido.

No que tange a distribuição do nitrito, nenhum dos fatores de comparação avaliado foi relevante para explicar a variabilidade desse parâmetro na presente campanha (*PERMANOVA*, $p > 0,05$), possivelmente devido às baixas concentrações observadas em todas as amostras.

Por ser um intermediário comum a vários processos redox ao longo do ciclo do nitrogênio nos oceanos o nitrito se renova rapidamente, de modo que esse raramente se acumula na coluna d'água de áreas oxigenadas, apresentando concentrações baixas se comparado aos demais compostos nitrogenados (MEEDER *et al.*, 2012; BRANDINI *et al.*, 2022). Adicionalmente, este padrão de distribuição na coluna d'água é corroborado pelos valores observados pelo PCR-BS na área, com concentrações máximas de 0,002 mg/L.

Em relação ao histórico do monitoramento, dentre os fatores de comparação testados através da *PERMANOVA*, a variação temporal representada tanto pelas estações ($p = 0,032$) quanto pelas campanhas foram relevantes na distribuição das concentrações de nitrito ($p = 0,001$). No entanto, as diferenças entre as estações não foram identificadas no teste de *Dunn* (p -ajustado $> 0,05$), enquanto entre campanhas elas foram majoritariamente observadas em relação àquelas que não detectaram o composto, tais como C11, C14, C15 e C16 (teste de *Dunn*, p -ajustado $< 0,05$; Figura VI-22).

Tabela VI-6 – Resultados de nitrito (mg/L) obtidos nas amostras de água da campanha PMPR_MXL_C17.

ESTRATO	ESTAÇÃO															Mín.	Máx.	Média	DP
	M2001	M2002	M2003	J151	J152	J153	J301	J302	J303	J501	J502	J503	J1001	J1002	J1003				
SUP	0,009	0,008	0,008	0,008	0,007	0,008	0,010	0,017	0,008	0,008	0,008	0,008	0,014	0,013	0,008	0,007	0,017	0,009	0,003
ACTC	-	0,010	-	0,008	0,008	-	0,008	0,008	-	-	-	-	-	-	-	0,008	0,010	0,008	0,001
TC	0,009	0,007	0,009	<0,006	0,007	0,008	0,011	0,007	0,008	0,009	0,007	0,007	0,010	0,008	0,009	<0,006	0,011	0,008	0,002
ABTC	0,007	0,009	0,008	0,009	0,009	<0,006	0,008	0,011	0,007	0,007	0,008	0,010	0,009	0,015	0,008	<0,006	0,015	0,009	0,003
Mín.	0,007	0,007	0,008	<0,006	0,007	<0,006	0,008	0,007	0,007	0,007	0,007	0,007	0,009	0,008	0,008				
Máx.	0,009	0,010	0,009	0,009	0,009	0,008	0,011	0,017	0,008	0,009	0,008	0,010	0,014	0,015	0,009				
Média	0,008	0,009	0,008	0,007	0,008	0,006	0,009	0,011	0,008	0,008	0,008	0,008	0,011	0,012	0,008				
DP	0,001	0,001	0,001	0,003	0,001	0,003	0,001	0,004	0,001	0,001	0,001	0,002	0,003	0,004	0,001				

Legenda: SUP: Superfície; ACTC: Acima da Termoclina; TC: Termoclina e ABTC: Abaixo da Termoclina;
- = Estrato suprimido.

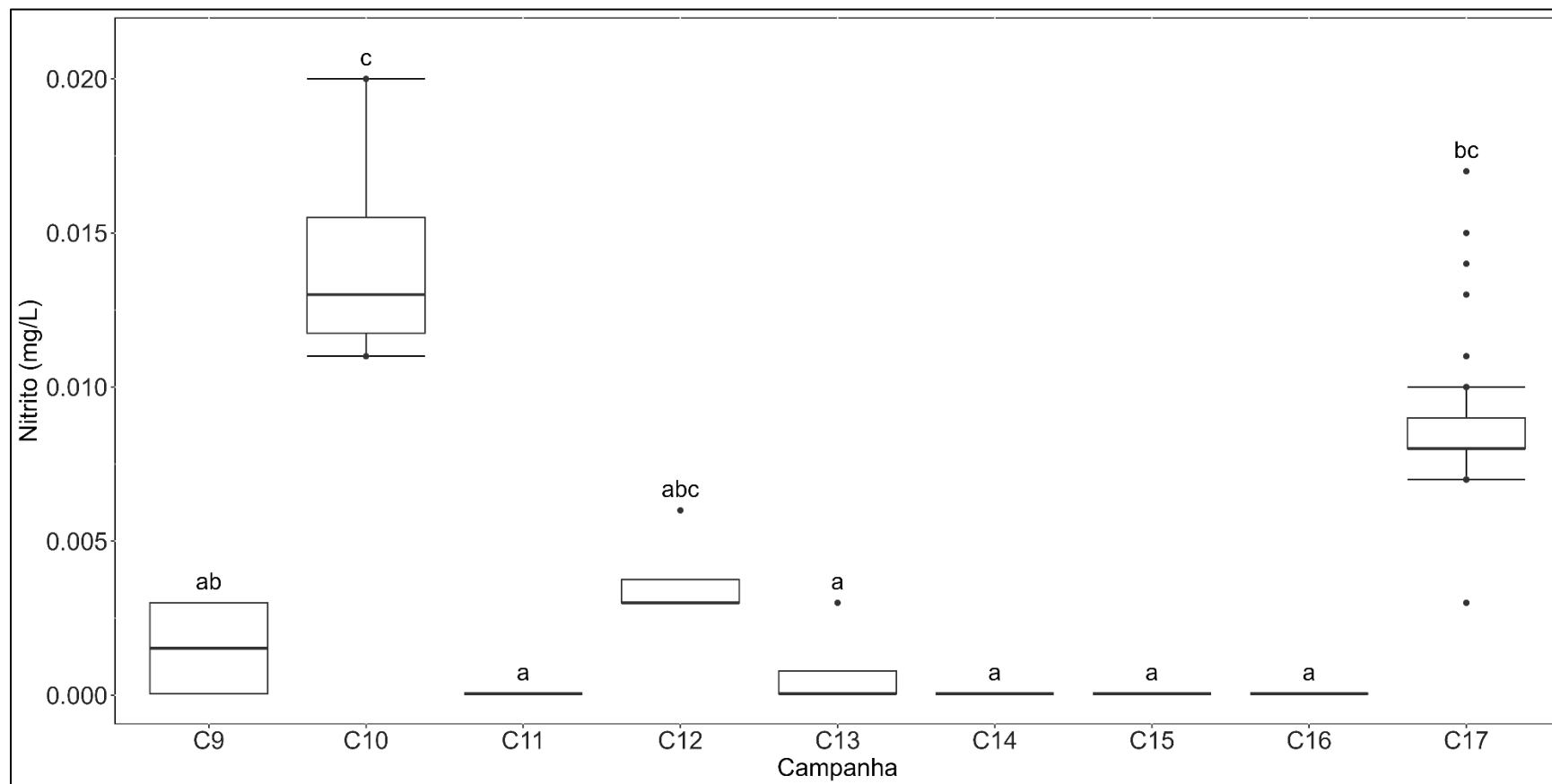


Figura VI-22 – Concentrações de nitrito (mg/L) registradas nas campanhas de monitoramento ambiental da PMXL-1. Letras iguais denotam ausência de diferenças significativas (teste de Dunn, p -ajustado $> 0,05$).

VI.1.4.3 - Nitrato

Para o nitrato, apenas 13 das 50 amostras obtidas apresentaram concentrações acima do limite de quantificação (0,10 mg/L), com resultados máximo de 0,21 mg/L e média geral de $0,08 \pm 0,05$ mg/L (Tabela VI-7).

Não foi observado um padrão de distribuição para este nutriente devido à grande quantidade de não quantificações. Contudo, nota-se maior e menor ocorrência de quantificações nos estratos SUP e ACTC, respectivamente.

A Resolução CONAMA n° 357/05 determina o limite máximo de 0,40 mg/L para Águas Salinas Classe 1 (Anexo XI-7), de modo que não houve desenquadramentos para as amostras da campanha atual. Adicionalmente, estes resultados também garantem adequação aos valores de referência da legislação canadense, estabelecidos com base em ensaios de ecotoxicidade e que visam estimar efeitos severos e evitar letalidade seja durante eventos intermitentes ou transientes, ou por períodos indefinidos.

Os resultados da *PERMANOVA* aplicada indicam que o único fator de comparação relevante para explicar a distribuição dos resultados de nitrato foi “Estação” ($p = 0,028$), sendo que as únicas estações que se destacaram das demais foram M2001 e J151, com concentrações mais elevadas e distintas das demais, exceto de J302, J502 e J1003, e também, no caso da estação J101, com exceção também das estações J153 e J1001 (teste de *Dunn*, $p < 0,05$; Figura VI-23).

As concentrações obtidas na área pelo PCR-BS variaram entre 0,007 e 0,649 mg/L. Considerando o histórico do projeto, novamente, somente o fator “Estação” (*PERMANOVA*, $p = 0,012$) foi considerado relevante para a distribuição do nitrato, com diferença restrita a estações controle, ocorrendo entre M2001 da campanha atual e M1000 do histórico, justamente em virtude das baixíssimas concentrações observadas nestas (teste de *Dunn*, p -ajustado $< 0,05$; Figura VI-24), de modo que os resultados não sugerem tendência de variação temporal significativa das concentrações de nitrato.

Tabela VI-7 – Resultados de nitrato (mg/L) obtidos nas amostras de água da campanha PMPR_MXL_C17.

ESTRATO	ESTAÇÃO															Mín.	Máx.	Média	DP
	M2001	M2002	M2003	J151	J152	J153	J301	J302	J303	J501	J502	J503	J1001	J1002	J1003				
SUP	0,15	<0,10	<0,10	0,13	<0,10	<0,10	<0,10	<0,10	<0,10	<0,10	0,21	<0,10	0,14	<0,10	0,13	<0,10	0,21	0,08	0,05
ACTC	-	<0,10	-	0,15	<0,10	-	<0,10	0,12	-	-	-	-	-	-	-	<0,10	0,15	0,08	0,05
TC	0,21	<0,10	<0,10	<0,10	<0,10	<0,10	<0,10	0,16	<0,10	<0,10	<0,10	<0,10	<0,10	<0,10	0,12	<0,10	0,21	0,07	0,05
ABTC	0,13	<0,10	<0,10	0,13	<0,10	0,14	<0,10	<0,10	<0,10	<0,10	<0,10	<0,10	<0,10	<0,10	<0,10	<0,10	0,14	0,07	0,04
Mín.	0,13	<0,10	<0,10	<0,10	<0,10	<0,10	<0,10	<0,10	<0,10	<0,10	<0,10	<0,10	<0,10	<0,10	<0,10				
Máx.	0,21	<0,10	<0,10	0,15	<0,10	0,14	<0,10	0,16	<0,10	<0,10	0,21	<0,10	0,14	<0,10	0,13				
Média	0,16	<0,10	<0,10	0,11	<0,10	0,08	<0,10	0,10	<0,10	<0,10	0,10	<0,10	0,08	<0,10	0,10				
DP	0,04	0,00	0,00	0,04	0,00	0,05	0,00	0,05	0,00	0,00	0,09	0,00	0,05	0,00	0,04				

Legenda: SUP: Superfície; ACTC: Acima da Termoclina; TC: Termoclina e ABTC: Abaixo da Termoclina;
- = Estrato suprimido.

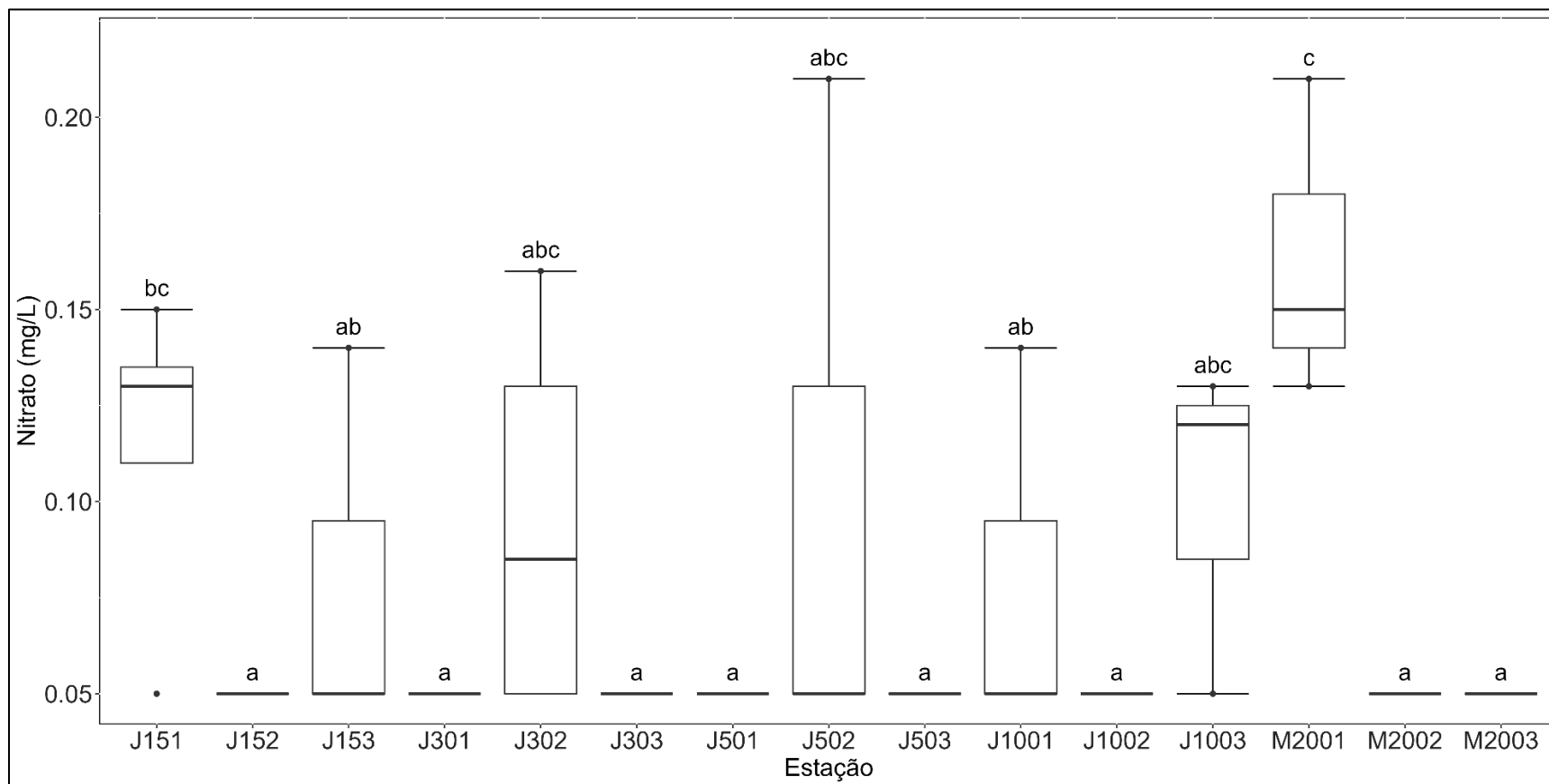


Figura VI-23 – Concentrações de nitrato (mg/L) registradas nas estações de amostragem de água da campanha PMPR_MXL_C17. Letras iguais denotam ausência de diferenças significativas (teste de Dunn, $p > 0,05$).

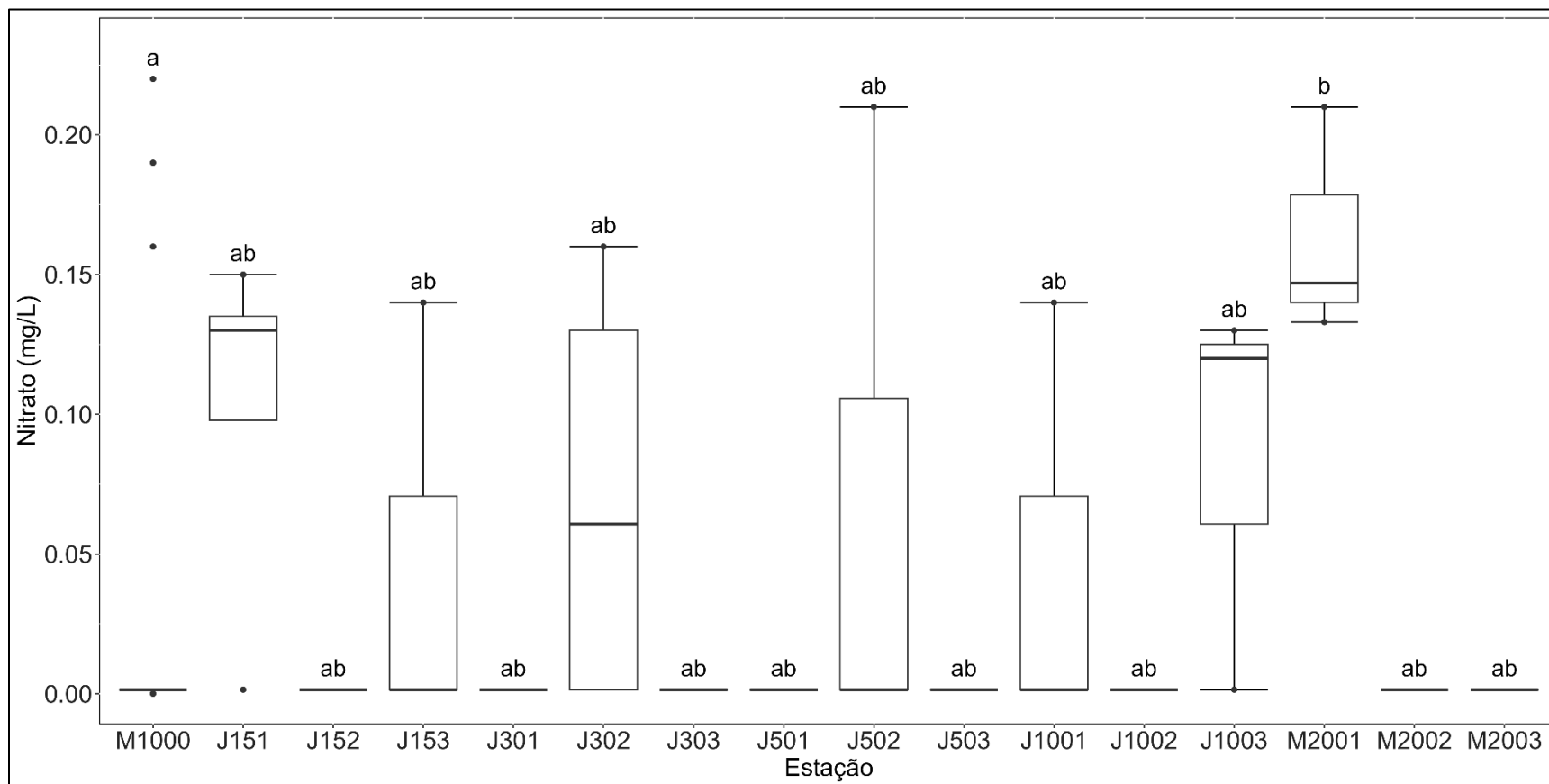


Figura VI-24 – Concentrações de nitrato (mg/L) registradas nas campanhas de monitoramento ambiental da PMXL-1. Letras iguais denotam ausência de diferenças significativas (teste de Dunn, p -ajustado $> 0,05$).

VI.1.4.4 - Fósforo total

No presente monitoramento, não foram encontradas concentrações de fósforo total acima do limite de detecção do método analítico (0,001 mg/L), de modo que não houve desenquadramentos em relação ao limite máximo estabelecido pela Resolução CONAMA nº 357/2005 para águas salinas classe 1, de 0,062 mg/L. Durante a realização do PCR-BS, não foram analisadas concentrações de fósforo total. Entretanto, o estudo avaliou as concentrações de fosfato, forma predominante do fósforo nos oceanos, verificando que sua ocorrência comumente se dá em baixas concentrações até a base da camada eufótica, com concentrações registradas para a região variando entre 0,014 e 0,074 mg/L.

Em relação ao histórico das estações do projeto, o fósforo total foi encontrado somente nas campanhas C9, C11 e C15, com valores variando entre menores que o limite de quantificação (<0,01 mg/L) e 0,029 mg/L. Assim, os resultados de fósforo total da campanha atual estão condizentes com o esperado como natural para a região.

VI.1.5 - Material Particulado em Suspensão (MPS)

A média geral para o parâmetro MPS, na campanha atual, foi de $1,0 \pm 0,9$ mg/L, com variação entre abaixo do limite de detecção (0,02 mg/L) em diversas amostras, e 4,6 mg/L na amostra J153_SUP. Das 50 amostras analisadas, 22 amostras apresentaram resultados menores que o limite de detecção e/ou quantificação do método analítico (0,02 e 0,8 mg/L, respectivamente). As concentrações de MPS no presente monitoramento estão apresentadas na Tabela VI-8.

Não foram observados padrões regulares de distribuição espacial de MPS entre os estratos, principalmente devido à quantidade considerável de amostras cujas concentrações estiveram abaixo do limite de detecção e/ou quantificação do método analítico.

Tabela VI-8 – Resultados de material particulado em suspensão (mg/L) obtidos nas amostras de água da campanha PMPR_MXL_C17.

ESTRATO	ESTAÇÃO															Mín.	Máx.	Média	DP
	M2001	M2002	M2003	J151	J152	J153	J301	J302	J303	J501	J502	J503	J1001	J1002	J1003				
SUP	1,8	1,3	<0,8	<0,8	2,6	4,6	1,1	1,4	<0,8	1,1	1,5	1,4	1,7	<0,2	<0,8	<0,2	4,6	1,3	1,1
ACTC	-	2,2	-	1,7	<0,2	-	3,2	<0,2	-	-	-	-	-	-	-	<0,2	3,2	1,5	1,4
TC	2,4	<0,8	<0,8	1,1	1,2	1,0	1,0	<0,8	<0,2	<0,8	1,0	<0,2	<0,2	2,0	<0,2	<0,2	2,4	0,8	0,7
ABTC	1,3	1,3	1,3	<0,8	<0,8	1,0	<0,8	<0,8	0,9	1,1	1,0	<0,8	1,4	<0,2	<0,2	<0,2	1,4	0,8	0,5
Mín.	1,3	<0,8	<0,8	<0,8	<0,2	1,0	<0,8	<0,2	<0,2	<0,8	1,0	<0,2	<0,2	<0,2	<0,2				
Máx.	2,4	2,2	1,3	1,7	2,6	4,6	3,2	1,4	0,9	1,1	1,5	1,4	1,7	2,0	<0,8				
Média	1,8	1,3	0,7	0,9	1,1	2,2	1,4	0,6	0,5	0,9	1,2	0,6	1,1	0,7	<0,8				
DP	0,6	0,7	0,5	0,6	1,1	2,1	1,2	0,6	0,4	0,4	0,3	0,7	0,9	1,1	*				

Legenda: SUP: Superfície; ACTC: Acima da Termoclina; TC: Termoclina e ABTC: Abaixo da Termoclina;

- = Estrato suprimido;

* = não foi possível calcular o desvio padrão.

A Resolução CONAMA nº 357/05 não determina diretrizes para concentração de MPS no ambiente marinho. Já a legislação canadense (CCME, 2000) determina que, em locais com background inferior à 25 mg/L de sedimentos em suspensão, não deve ocorrer, a longo prazo, um aumento superior à 5 mg/L sobre as concentrações de base da área. Este limite de variação aplicado aos dados da atual campanha não coloca nenhum dos resultados em destaque, visto que o valor máximo encontrado em PMPR_MXL_C17 foi de 4,8 mg/L, não sendo sequer necessário considerar o background da área para garantia de atendimento ao valor de referência canadense.

Dentre os fatores de comparação avaliados para as concentrações de MPS durante a campanha atual, não houve relevância de nenhum dos fatores de distribuição para este parâmetro na área estudada (*PERMANOVA*, $p > 0,05$). Brandini *et al.* (2022), durante a realização do PCR-BS, também observaram concentrações mais homogêneas de MPS na plataforma externa e em áreas oceânicas dominadas pela AT, entre 1 e 3 mg/L.

Em relação ao histórico do monitoramento, os resultados da *PERMANOVA* evidenciaram relevância do fator “Campanha” ($p = 0,001$) e “Massa d’água” ($p = 0,001$), observando-se diferenças significativas pontuais entre a atual campanha e a campanha C10, com valores mais elevados de MPS (teste de *Dunn*, p -ajustado $< 0,05$; Figura VI-25), enquanto que, para as massas d’água, o teste a posteriori não foi capaz de resolver as distinções entre as categorias (teste de *Dunn*, p -ajustado $> 0,05$).

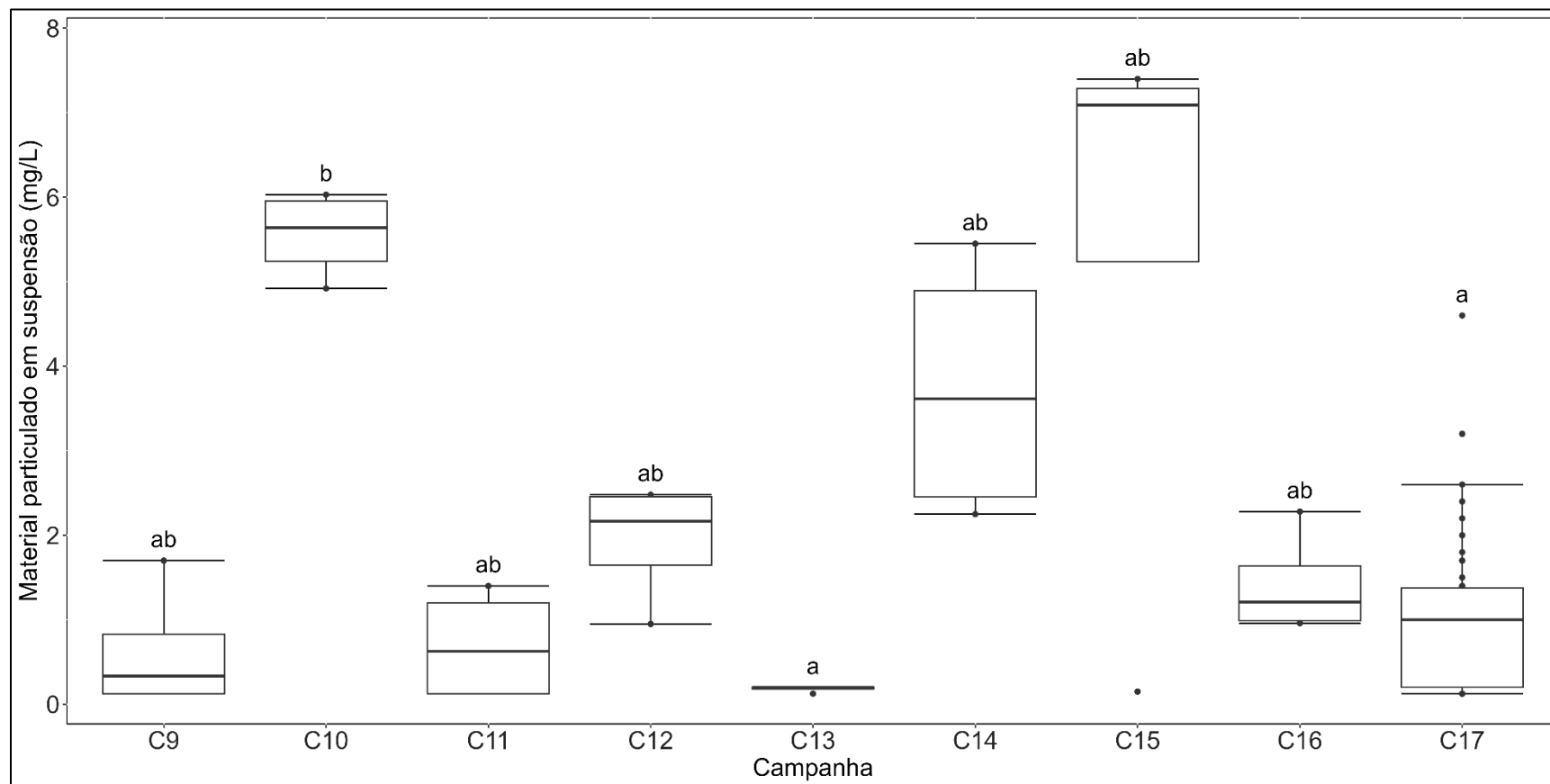


Figura VI-25 – Concentrações de Material Particulado em Suspensão (mg/L) registradas nas estações de amostragem ao longo das campanhas de monitoramento ambiental da PMXL-1. Letras iguais denotam ausência de diferenças significativas (teste de Dunn, p -ajustado $> 0,05$).

VI.1.6 - Fenóis

Na atual campanha, não foram detectados teores de fenóis acima do limite de detecção do método analítico (0,002 µg/L). Portanto, todos os resultados obtidos estiveram enquadrados no limite determinado pela Resolução CONAMA nº 357/05 para o parâmetro em Águas Salinas Classe 1, de 60 µg/L. Estes resultados também garantem atendimento a diversos outros valores de referência instituídos por agências internacionais com base na toxicidade de compostos fenólicos individuais, tais como as agências ambientais americana, australiana e da União Europeia (Anexo XI-7).

A ausência de detecções indica que o descarte de água produzida realizado pela PMXL-1 não afeta as concentrações de fenóis na região estudada. Este parâmetro também não foi quantificado em nenhuma das campanhas que compuseram a base histórica de avaliação da variação temporal deste monitoramento.

VI.1.7 - Hidrocarbonetos

VI.1.7.1 - Hidrocarbonetos Policíclicos Aromáticos (HPA)

Na atual campanha, não houve resultados de HPA maiores que o limite de detecção do método analítico (0,002 µg/L), o que garante atendimento aos limites estipulados pela Resolução CONAMA nº 357/05 para HPA individuais em Águas Salinas Classe 1 destinadas a pesca e cultivo, de 0,018 µg/L, além de indicar ausência de contaminação da área. Estes resultados também garantem atendimento a diversos outros valores de referência instituídos por agências internacionais com base na toxicidade dos HPA individuais, tais como as agências ambientais americana, canadense, australiana e da União Europeia (Anexo XI-7).

Adicionalmente, o PCR-BS verificou, para a área, concentrações de HPA variando entre 0,14 µg/L e 1,27 µg/L.

Também não foram quantificados HPA em nenhuma das campanhas que compuseram a base histórica de avaliação da variação temporal deste monitoramento.

VI.1.7.2 - Hidrocarbonetos Totais de Petróleo (HTP), Hidrocarbonetos Resolvidos de Petróleo (HRP), Mistura Complexa Não Resolvida (MCNR) e n-Alcanos

Na atual campanha, não foram quantificados HTP (0,2 µg/L), HRP (0,2 µg/L), n-alcanos (0,2 µg/L) e MCNR (0,2 µg/L), indicando que o descarte de água produzida durante a atual campanha não influenciou as concentrações destes hidrocarbonetos na área. Cabe destacar que nenhuma legislação, dentre as consultadas, estabelece valores de referência para estes compostos em águas salinas.

Já o PCR-BS verificou concentrações de n-alcanos, alcanos totais, HTP, HRP e MCNR variando entre 0,01 µg/L e 0,06 µg/L na área próxima à PMXL-1.

Também não foram quantificados nenhum dos hidrocarbonetos supracitados em nenhuma das campanhas que compuseram a base histórica de avaliação da variação temporal do monitoramento.

VI.1.7.3 - Benzeno, Tolueno, Etilbenzeno e Xileno (BTEX)

Na atual campanha, não houve resultados de BTEX maiores que o limite de detecção do método analítico (0,30 µg/L), o que garante atendimento aos limites estipulados pela Resolução CONAMA n° 357/05 para Águas Salinas Classe 1, de 51 µg/L para benzeno em águas destinadas a pesca e cultivo, e de 25 µg/L para etilbenzeno e 215 µg/L para tolueno, em águas destinadas a recreação. Estes resultados também garantem atendimento a diversos outros valores de referência instituídos por agências internacionais com base na toxicidade dos compostos, tais como as agências ambientais americana, canadense, australiana e da União Europeia (Anexo XI-7).

Além disso, assim como os demais hidrocarbonetos, também não foram quantificados BTEX em nenhuma das campanhas que compuseram a base histórica de avaliação da variação temporal deste monitoramento.

VI.2 - QUALIDADE DE SEDIMENTO

VI.2.1 - Granulometria

A distribuição do percentual das classes granulométricas no sedimento das estações da atual campanha está representada na Tabela VI-9, através da qual se observa a predominância de frações mais finas (> 81 %) na composição do sedimento em todas as estações amostradas. Dentre estas classes de tamanho, o silte grosso foi a que apresentou maior percentual de contribuição, variando entre 22,04 e 29,19 %, seguido pela fração argila, que contribuiu com 15,58 a 19,52 % da composição das amostras. Adicionalmente, as classes intermediárias de siltes (silte fino, médio e muito fino) também apresentaram contribuições relevantes para a distribuição dos grãos, com percentuais variando entre 12,75 e 18,49 %.

Tabela VI-9 – Percentual médio de contribuição das classes granulométricas nas estações amostrais da campanha PMPR_MXL_C17.

Estação	AG	AM	AF	AMF	SG	SM	SF	SMF	A
MXL_1	0,00	0,00	0,22	14,10	27,66	15,29	14,19	12,75	15,58
MXL_2	0,00	0,00	0,17	12,22	25,77	15,42	15,22	14,13	16,72
MXL_3	0,00	0,00	0,00	8,25	29,19	13,65	17,08	13,89	18,10
MXL_4	0,00	0,00	0,17	12,22	26,91	15,42	15,26	14,06	16,72
MXL_9	0,00	0,00	0,14	9,72	22,04	15,16	16,75	16,21	19,49
MXL_10	0,00	0,00	0,00	8,81	28,10	13,91	17,30	14,26	18,36
MXL_11	0,00	0,00	0,20	11,69	22,99	13,91	16,10	12,98	17,61
MXL_12	0,00	0,00	0,00	12,08	23,48	13,72	15,69	12,84	17,70
MXL_13	0,00	0,00	0,18	12,97	27,70	15,42	14,72	13,54	15,64
MXL_14	0,00	0,00	0,00	6,96	23,35	14,01	15,79	17,56	19,52
MXL_15	0,00	0,00	0,17	11,83	24,66	15,67	15,84	14,07	16,00
MXL_16	0,00	0,00	0,16	12,01	26,23	15,84	15,48	13,71	16,40
MXL_CTRL_1	0,00	0,00	0,00	6,01	23,80	18,49	17,53	15,78	17,72
MXL_CTRL_2	0,00	0,00	1,35	16,57	23,00	13,30	14,37	13,54	17,22
MXL_CTRL_3	0,00	0,00	0,00	7,23	28,31	13,95	17,05	14,65	19,11

AG: areia grossa; AM: areia média; AF: areia fina; AMF: areia muito fina; SG: silte grosso; SM: silte médio; SF: silte fino; SMF: silte muito fino; A: argila.

O diâmetro médio dos grãos no sedimento amostrados durante a campanha atual apresentou média geral de $6,1 \pm 0,22 \Phi$, portanto, com baixa variabilidade entre as estações, cujas classificações granulométricas foram de silte fino a silte médio (Tabela VI-10). A classificação textural de Folk resultou em amostras de silte e silte arenoso, enquanto a classificação segundo Shepard indicou a ocorrência de silte argiloso em todos os pontos amostrais, exceto em duas estações controle, classificadas como silte arenoso e silte.

Todas as amostras apresentaram sedimento classificado como “pobremamente selecionado”, indicando que existe uma grande variedade de tamanhos de grãos na composição do sedimento da área amostrada (Tabela VI-10).

Quanto à assimetria, esta variou de aproximadamente simétrica a positiva, indicando tendência a maior contribuição de material fino em relação à média em todas as estações com sedimento classificado como silte médio (Tabela VI. 12). Todas as curvas granulométricas obtidas foram classificadas como platicúrticas, ou seja, polivariadas com uma curva achatada (Tabela VI.12). Este padrão indica uma maior tendência deposicional do sedimento, com mistura de diferentes populações granulares (MACHADO; PINHEIRO, 2021; PONÇANO, 1986).

Tabela VI-10 – Resultados dos parâmetros e classificações granulométricas obtidos nas amostras de sedimento da campanha PMPR_MXL_C17. Em negrito, constam os valores extremos observados na distribuição dos resultados, com o valor máximo destacado em preto e o mínimo, em azul.

ESTAÇÃO	MÉDIA		MEDIANA	CLASSIFICAÇÃO		GRAU SELEÇÃO		ASSIMETRIA		CURTOSE	
	Valor (φ)	Classificação (φ)	Valor	Textural de Folk	Shepard	Valor	Classificação	Valor	Classificação	Valor	Classificação
MXL_1	5,74	Silte médio	5,40	Silte arenoso	Silte argiloso	1,81	Pobrememente selecionado	0,22	Positiva	0,76	Platicúrtica
MXL_2	5,93	Silte médio	5,69	Silte arenoso	Silte argiloso	1,80	Pobrememente selecionado	0,14	Positiva	0,74	Platicúrtica
MXL_3	6,10	Silte fino	5,92	Silte	Silte argiloso	1,73	Pobrememente selecionado	0,12	Positiva	0,72	Platicúrtica
MXL_4	6,04	Silte médio	5,84	Silte	Silte argiloso	1,76	Pobrememente selecionado	0,16	Positiva	0,73	Platicúrtica
MXL_9	6,17	Silte fino	6,07	Silte	Silte argiloso	1,77	Pobrememente selecionado	0,01	Aproximadamente simétrica	0,72	Platicúrtica
MXL_10	6,12	Silte fino	5,95	Silte	Silte argiloso	1,74	Pobrememente selecionado	0,09	Aproximadamente simétrica	0,72	Platicúrtica
MXL_11	5,96	Silte fino	5,76	Silte arenoso	Silte argiloso	1,81	Pobrememente selecionado	0,08	Aproximadamente simétrica	0,73	Platicúrtica
MXL_12	6,67	Silte fino	5,59	Silte arenoso	Silte argiloso	1,50	Pobrememente selecionado	0,09	Aproximadamente simétrica	1,08	Platicúrtica
MXL_13	5,95	Silte médio	5,69	Silte arenoso	Silte argiloso	1,76	Pobrememente selecionado	0,19	Positiva	0,75	Platicúrtica
MXL_14	6,28	Silte fino	6,24	Silte	Silte argiloso	1,71	Pobrememente selecionado	-0,01	Aproximadamente simétrica	0,68	Platicúrtica
MXL_15	5,82	Silte médio	5,58	Silte arenoso	Silte argiloso	1,82	Pobrememente selecionado	0,12	Positiva	0,75	Platicúrtica
MXL_16	5,99	Silte médio	5,78	Silte arenoso	Silte argiloso	1,77	Pobrememente selecionado	0,15	Positiva	0,74	Platicúrtica
MXL_CTRL_1	6,16	Silte fino	6,05	Silte	Silte argiloso	1,71	Pobrememente selecionado	0,09	Aproximadamente simétrica	0,73	Platicúrtica
MXL_CTRL_2	5,93	Silte médio	5,74	Silte arenoso	Silte arenoso	1,81	Pobrememente selecionado	0,13	Positiva	0,71	Platicúrtica
MXL_CTRL_3	6,19	Silte fino	6,07	Silte	Silte argiloso	1,73	Pobrememente selecionado	0,09	Aproximadamente simétrica	0,70	Platicúrtica

Na atual campanha, de acordo com os resultados da *PERMANOVA* aplicada, nenhum dos fatores avaliados foi relevante para a distribuição de diâmetro médio do grão e da mediana ($p > 0,05$), demonstrando a homogeneidade sedimentar da área amostrada.

No Anexo XI-11, estão apresentadas as principais medidas e classificações das curvas granulométricas das sucessivas campanhas de monitoramento da fase de operação da PMXL-1, até a campanha C16. Diferentemente da campanha atual (C17), que apresentou composições granulométricas predominantemente constituídas por frações de silte, a maior parte das campanhas anteriores registrou predominância de frações de areia grossa, média e fina, o que também se reflete em valores de média e mediana menores e altamente variáveis ao longo do monitoramento, sendo os resultados da campanha atual comparáveis somente aos das campanhas C11, C12 e C13, que apresentaram composições granulométricas semelhantes.

Verifica-se ainda, nas campanhas anteriores, assim como na atual, a ocorrência majoritária de sedimentos pobremente ou muito pobremente selecionados, com distribuições aproximadamente simétricas à assimétricas muito positivas, mas com classificações de curtose muito variáveis e, portanto, indicativas de tendências deposicionais bastante distintas entre as campanhas.

No entanto, é de suma importância destacar as diferenças metodológicas da atual campanha, onde as amostras foram obtidas na camada de 0 a 2 cm do sedimento, enquanto, anteriormente, as amostras eram obtidas na camada de 0 a 10 cm, além das diferenças no posicionamento e número de estações amostrais como fatores que agregam complexidade a análise e comparação direta dos dados entre as campanhas. Tais alterações metodológicas, inclusive, inviabilizam a aplicação de análises estatísticas para comparação das variações temporais dos resultados.

O PCR-BS verificou, para as estações de sedimento localizadas mais próximas a PMXL-1, a ocorrência de sedimentos pobremente e muito pobremente selecionados, com classificações bastante variáveis, inclusive entre as réplicas de uma mesma amostra, relacionadas às maiores ou menores contribuições das frações de areia e de silte, assimetrias variando de negativa a muito positiva e curvas granulométricas que vão de distribuições muito leptocúrticas a muito

platicúrticas (FIGUEIREDO JR; CARNEIRO; SANTOS-FILHO, 2022).

O estudo também destaca a região, localizada na porção central da plataforma continental externa da Bacia de Santos, como um local de transição entre os domínios lito e bioclásticos, com concentrações crescentes de carbonato até a quebra da plataforma que refletem em variações granulométricas importantes na área, bem como de transição entre duas feições de lama observadas nas porções sul e norte da plataforma externa da Bacia de Santos (FIGUEIREDO JR; CANEIRO; SANTOS-FILHO, 2022). Esse contexto permite compreender a alta variabilidade observada ao longo do monitoramento como resultado da complexidade da área, cuja dinâmica sedimentar se encontra sujeita a variadas fontes e a variados processos e tendências deposicionais, sendo ainda importante destacar a janela temporal de 13 anos do monitoramento e as variações das condições analíticas como fatores agregadores de variabilidade aos resultados, quando comparados aos resultados do PCR-BS, ocorrido ao longo de 2 anos e com análises executadas por um único método e laboratório.

VI.2.2 - Teor de Carbonatos

Os valores de carbonatos observados durante a atual campanha (Tabela VI-11) apresentaram média geral de $49,28 \pm 2,63\%$ e, portanto, com baixa variação ao longo da área amostrada, incluindo o redor da PMXL-1 e as estações controle, e com teores representativos, segundo a classificação de Larssonneur (1977), de uma transição entre os domínios litobioclásticos e biolitoclásticos que apresentam, respectivamente, teores de CaCO_3 variando de 30 a 50% e de 50 a 70%.

Considerando as porcentagens de carbonatos na atual campanha, os resultados da *ANOVA One-Way* aplicada indicam que nenhum dos fatores espaciais avaliados foi particularmente relevante para a distribuição deste parâmetro ($p > 0,05$), sugerindo que os processos que determinam as concentrações de carbonato na região abrangem a área como um todo, sem distinção ou indicações de tendências espaciais que possam ser relacionadas com a atividade.

Tabela VI-11 – Percentuais médios de carbonatos em diferentes estações amostrais da campanha PMPR_MXL_C17. Em negrito, constam os valores extremos observados na distribuição dos resultados, com o valor máximo destacado em preto e o mínimo, em azul.

Estação	Carbonatos (%)		
	Média		DP
MXL_1	55,12	±	1,44
MXL_2	48,35	±	3,25
MXL_3	48,76	±	3,70
MXL_4	47,71	±	3,38
MXL_9	49,58	±	1,55
MXL_10	47,16	±	0,64
MXL_11	50,08	±	3,21
MXL_12	45,18	±	2,84
MXL_13	48,27	±	4,16
MXL_14	54,14	±	2,96
MXL_15	49,03	±	1,88
MXL_16	49,90	±	5,45
MXL_CTRL_1	49,91	±	5,91
MXL_CTRL_2	50,07	±	5,93
MXL_CTRL_3	45,93	±	1,50

No que se refere as campanhas de monitoramento anteriores, o teor de carbonato variou entre < 0,01 e 91,30%. Dadas as diferenças metodológicas nas coletas da atual campanha em relação às anteriores (alterações na camada sedimentar amostrada e no posicionamento das estações), não foi possível a aplicação de testes estatísticos para avaliação de tendências temporais no comportamento do parâmetro.

Estudos realizados por Amaral e Rossi-Wongschowski (2004), durante o Programa REVIZEE, na plataforma externa da costa de São Paulo, em estações dentro da mesma faixa batimétrica e próximas de PMXL-1, registraram, na maior parte delas, sedimentos mais arenosos e com alto teor de carbonato, refletindo uma transição entre os domínios litobioclástico e bioclásticos, o que corrobora em parte com padrão observado durante o PCR-BS e a presente campanha.

O PCR-BS verificou, para as estações de sedimento localizadas mais próximas a PMXL-1, teores de carbonato variando de 20,54 a 89,82% nas amostras da camada de 0 a 2 cm de sedimento coletadas a 100 e 150 m de profundidade, respectivamente. Na camada de 0 a 10 cm, estes valores variaram de 16,30 a

89,12%. Em ambos os casos, os valores registram a transição dos domínios de origem do material carbonático na plataforma externa em direção a quebra da plataforma, onde ocorre uma zona carbonática formada por um depósito de algas calcárias durante o Quaternário como consequência das oscilações do nível do mar (DOMINGUEZ *et al.*, 2013; SANTOS FILHO *et al.*, 2022 *apud* GALLUCI *et al.*, 2022), e que se estende ao norte da BS ao longo da isóbata de 150 m, com interrupção próxima de 46° W.

VI.2.3 - Carbono Orgânico Total (COT)

As concentrações de COT da presente campanha (Tabela VI-12), apresentaram média geral de $0,83 \pm 0,10\%$. Todas as amostras obtidas apresentaram percentuais de COT abaixo do valor referencial máximo de 10% determinado pela Resolução CONAMA n° 454/2012 para sedimentos nível 1, onde há menor probabilidade de efeitos adversos sobre a biota.

Tabela VI-12 – Percentuais médios de carbono orgânico total (COT) em (%) e mg/g em diferentes estações amostrais da campanha PMPR_MXL_C17. Em **negrito**, constam os valores extremos observados na distribuição dos resultados, com o valor máximo destacado em preto e o mínimo, em azul.

Estação	Carbono orgânico total (%)		
	Média		DP
MXL_1	1,06	±	0,26
MXL_2	0,78	±	0,11
MXL_3	0,80	±	0,13
MXL_4	0,78	±	0,28
MXL_9	0,86	±	0,09
MXL_10	0,80	±	0,03
MXL_11	0,74	±	0,19
MXL_12	0,79	±	0,25
MXL_13	0,71	±	0,10
MXL_14	0,93	±	0,05
MXL_15	0,94	±	0,05
MXL_16	0,89	±	0,06
MXL_CTRL_1	0,82	±	0,23
MXL_CTRL_2	0,85	±	0,15
MXL_CTRL_3	0,71	±	0,19

Segundo os resultados da *PERMANOVA* aplicada, nenhum dos fatores espaciais avaliados influenciou de forma relevante a distribuição espacial de carbono orgânico total no sedimento da área amostrada durante a campanha atual ($p > 0,05$).

Durante as campanhas anteriores, os percentuais COT foram em sua maior parte semelhantes aos resultados observados durante a atual campanha, variando entre não detectado ($LD = 0,1\%$) e $5,24\%$. As maiores diferenças ocorreram nas campanhas C14 e C16, quando COT variou entre $0,67\%$ e $5,07\%$, e $1,23\%$ e $5,24\%$, respectivamente. Dadas as diferenças metodológicas nas coletas da atual campanha em relação às anteriores, não foi possível a aplicação de testes estatísticos para avaliação de tendências temporais no comportamento do parâmetro.

O PCR-BS verificou concentrações de COT no sedimento próximo a PMXL-1 variando entre $0,31$ e $0,96\%$. De acordo com Carreira *et al.* (2022), durante o PCR-BS, as concentrações mais baixas de COT ocorreram na quebra da plataforma (150 m), e as maiores concentrações foram observadas em áreas com sedimentos mais finos.

VI.2.4 - Nitrogênio Total

As concentrações de nitrogênio total registradas ao longo da atual campanha (Tabela VI-13) variaram entre 733 mg/kg e 1.133 mg/kg, com média geral de 902 ± 120 mg/kg. Portanto, nenhuma amostra da atual campanha apresentou concentrações de nitrogênio total acima do valor referencial máximo de 4.800 mg/kg indicado pela Resolução CONAMA n° 454/2012 para sedimentos nível 1, onde há menor probabilidade de efeitos adversos sobre a biota.

Tabela VI-13 – Concentrações médias de nitrogênio total (mg/kg) em diferentes estações amostrais da campanha PMPR_MXL_C17. Em negrito, constam os valores extremos observados na distribuição dos resultados, com o valor máximo destacado em preto e o mínimo, em azul.

Estação	Nitrogênio total		
	Média		DP
MXL_1	1.133	±	321
MXL_2	867	±	153
MXL_3	733	±	493
MXL_4	933	±	252
MXL_9	800	±	200
MXL_10	1.100	±	436
MXL_11	800	±	100
MXL_12	867	±	153
MXL_13	900	±	100
MXL_14	933	±	58
MXL_15	967	±	153
MXL_16	800	±	0
MXL_CTRL_1	967	±	153
MXL_CTRL_2	1.000	±	0
MXL_CTRL_3	733	±	351

Segundo os resultados da *PERMANOVA* aplicada, nenhum dos fatores espaciais avaliados demonstrou influência relevante na distribuição de nitrogênio total da área monitorada ($p > 0,05$).

Nas campanhas anteriores, as concentrações de nitrogênio total foram similares às aquelas observadas durante a campanha PMXL_C17, com exceção da campanha C4, onde média global foi mais elevada (2.319,17 mg/kg) e das campanhas C13, C14, C15, e C16, onde as concentrações foram mais baixas do que a campanha atual, com valores entre 26,93 e 269,94 mg/kg. Dadas as diferenças metodológicas nas coletas da atual campanha em relação às anteriores, não foi possível a aplicação de testes estatísticos para avaliação de tendências temporais no comportamento do parâmetro. Já o PCR-BS verificou concentrações na área variando de 280 a 1.005 mg/kg, sugerindo que os valores observados no presente monitoramento estão condizentes com o esperado para a área de estudo.

VI.2.5 - Razão C/N

De acordo com os valores referenciados em literatura, as razões C/N molar obtidas durante a atual campanha indicam maior proporção de matéria orgânica de origem marinha no sedimento das estações monitoradas (Tabela VI-14). A maior parte destes valores se enquadram na faixa característica de material fresco, proveniente de organismos planctônicos (SAMPEI; MATSUMOTO, 2001; RUMOLO *et al.*, 2016).

Na atual campanha, com base nos resultados da *PERMANOVA* aplicada, nenhum dos fatores avaliados foi relevante para a distribuição dos valores da razão C/N molar ($p > 0,05$) no sedimento da região monitorada.

As razões molares C/N obtidas no sedimento amostrado durante a atual campanha foram semelhantes àsquelas observadas pelo PCR-BS, nas proximidades da PMXL-1, com razão molar C/N variando entre 5,52 e 13,92 e, portanto, também característica de matéria orgânica de origem marinha (CARREIRA *et al.*, 2022).

Tabela VI-14 – Percentuais médios de carbono orgânico total e nitrogênio total, razão C/N molar (%) e origem da matéria orgânica em diferentes estações amostrais da campanha PMPR_MXL_C17.

Estação	COT (mg/g)	NOT (mg/g)	Razão C/N Molar		Origem da Matéria Orgânica	
	Média±DP	Média±DP	Média±DP	Meyers (1994)	Perdue; Koprivnjak (2007)	Wu et al. (2023)
MXL_1	10,63 ± 2,58	1,13 ± 0,32	8,10 ± 0,39	Algas	Aquático (usualmente marinho)	Fitoplâncton marinho
MXL_2	7,77 ± 1,12	0,87 ± 0,15	7,73 ± 0,62	Algas	Aquático (usualmente marinho)	Fitoplâncton marinho
MXL_3	8,00 ± 1,32	0,73 ± 0,49	11,76 ± 6,16		Aquático (usualmente marinho)	
MXL_4	7,83 ± 2,81	0,93 ± 0,25	7,98 ± 4,35	Algas	Aquático (usualmente marinho)	Fitoplâncton marinho
MXL_9	8,63 ± 0,85	0,80 ± 0,20	9,72 ± 2,83	Algas	Aquático (usualmente marinho)	Fitoplâncton marinho
MXL_10	8,03 ± 0,32	1,10 ± 0,44	6,90 ± 2,47	Algas	Aquático (usualmente marinho)	Fitoplâncton marinho
MXL_11	7,43 ± 1,93	0,80 ± 0,10	7,88 ± 1,09	Algas	Aquático (usualmente marinho)	Fitoplâncton marinho
MXL_12	7,93 ± 2,49	0,87 ± 0,15	7,71 ± 1,27	Algas	Aquático (usualmente marinho)	Fitoplâncton marinho
MXL_13	7,13 ± 1,00	0,90 ± 0,10	6,92 ± 1,67	Algas	Aquático (usualmente marinho)	Fitoplâncton marinho
MXL_14	9,27 ± 0,49	0,93 ± 0,06	8,55 ± 0,95	Algas	Aquático (usualmente marinho)	
MXL_15	9,43 ± 0,49	0,97 ± 0,15	8,51 ± 1,38	Algas	Aquático (usualmente marinho)	
MXL_16	8,93 ± 0,64	0,80 ± 0,00	9,57 ± 0,69	Algas	Aquático (usualmente marinho)	
MXL_CTRL_1	8,20 ± 2,34	0,97 ± 0,15	7,47 ± 2,79	Algas	Aquático (usualmente marinho)	Fitoplâncton marinho
MXL_CTRL_2	8,47 ± 1,50	1,00 ± 0,00	7,26 ± 1,29	Algas	Aquático (usualmente marinho)	Fitoplâncton marinho
MXL_CTRL_3	7,07 ± 1,86	0,73 ± 0,35	10,24 ± 6,20	Algas	Aquático (usualmente marinho)	

Nota: Meyers (1994): C/N = 4 a 10 algas; ≥ 20 plantas vasculares; Perdue; Koprivnjak (2007): C/N= 5,4 a 13,2 aquático (usualmente marinho); C/N= 14,8 a 45 terrestre; Wu et al. (2023): C/N= 5 a 8 Fitoplâncton marinho; > 12 origem terrestre.

VI.2.6 - Metais biodisponíveis

As médias, em ordem crescente, das concentrações dos metais analisados na atual campanha foram: Fe > Al > Mn > V > Zn > Ba > Cr > Ni > As > Pb > Cu > Cd > Hg (Tabela VI-15). De modo geral, essa sequência de concentrações está compatível com o padrão usualmente observado, onde os metais Fe, Al e Mn se destacam pelas maiores concentrações em todas as campanhas do projeto, sendo o Fe sempre o mais abundante, com exceção das campanhas C14 e C15, quando o Al teve maiores concentrações. Os metais Cd e Hg sempre foram os metais menos abundantes, estando frequentemente ausentes (<LD) nas amostras, sendo que Cu e Pb também costumam apresentar concentrações mais baixas.

O PCR-BS também observou padrão semelhante nas estações de sedimento mais próximas a PMXL-1: Fe > Al > Mn > Ba > Zn > V > Cr > Ni > As > Pb > Cu > Cd > Hg.

Tabela VI-15 – Resultados de parâmetro (unidade de medida), concentrações normalizadas pelas concentrações de alumínio e fatores de enriquecimento (FE) obtidos nas amostras de sedimento da campanha sigla da campanha. Em negrito, constam os valores extremos observados na distribuição dos resultados, com o valor máximo destacado em preto e o mínimo, em azul.

	Estação	Al (mg/kg)		As (mg/kg)		Ba (mg/kg)		Cd (mg/kg)		Pb (mg/kg)		Cu (mg/kg)		Cr (mg/kg)		Fe (mg/kg)		Mn(mg/kg)		Ni (mg/kg)		V (mg/kg)		Zn (mg/kg)		Hg (mg/kg)
		Média	DP	Média	DP	Média	DP	Média	DP	Média	DP	Média	DP	Média	DP	Média	DP	Média	DP	Média	DP	Média	DP	Média	DP	Média
Valores brutos	MXL_1	5.278,66	± 427,92	6,3	± 0,9	18,73	± 3,05	0,23	± 0,02	4,35	± 0,14	3,37	± 0,25	10,28	± 0,35	7065,13	± 252,55	379,96	± 44,56	8,87	± 0,34	18,52	± 1,39	13,38	± 0,88	<0,001
	MXL_2	3.890,53	± 543,66	6,2	± 0,5	17,33	± 5,90	0,23	± 0,01	3,98	± 0,12	2,87	± 0,36	8,48	± 0,78	6334,64	± 746,64	378,48	± 68,96	7,93	± 1,10	16,82	± 1,13	13,52	± 1,95	<0,001
	MXL_3	4.885,55	± 834,52	5,7	± 0,9	16,82	± 3,83	0,23	± 0,05	4,10	± 0,69	3,34	± 0,68	9,94	± 1,63	6818,44	± 865,81	231,69	± 52,95	7,17	± 1,28	16,91	± 2,31	13,89	± 2,84	<0,001
	MXL_4	3.876,85	± 337,03	4,8	± 0,3	18,66	± 3,65	0,22	± 0,00	4,19	± 0,34	3,78	± 0,17	8,42	± 0,54	6281,47	± 269,53	404,35	± 59,39	7,76	± 0,55	14,64	± 0,22	35,25	± 25,09	<0,001
	MXL_9	4.053,22	± 478,52	5,9	± 0,6	14,99	± 3,95	0,20	± 0,01	3,70	± 0,18	3,26	± 0,77	8,74	± 0,91	6158,76	± 709,00	234,09	± 54,81	6,27	± 0,55	16,06	± 1,11	12,43	± 1,38	<0,001
	MXL_10	5.030,56	± 262,93	5,5	± 0,4	22,10	± 2,62	0,22	± 0,01	4,23	± 0,15	3,52	± 0,14	10,06	± 0,39	7491,09	± 461,69	227,88	± 12,10	7,12	± 0,43	16,49	± 1,01	15,12	± 0,60	<0,001
	MXL_11	3.947,59	± 174,63	5,1	± 0,4	15,04	± 0,80	0,20	± 0,01	3,55	± 0,29	2,67	± 0,30	8,07	± 0,58	5589,22	± 542,94	288,27	± 6,40	6,12	± 0,23	14,59	± 0,80	12,28	± 0,61	<0,001
	MXL_12	3.900,92	± 143,59	4,4	± 0,1	14,61	± 0,75	0,30	± 0,17	3,51	± 0,01	3,18	± 0,37	7,87	± 0,53	5851,05	± 395,70	296,79	± 9,07	5,97	± 0,09	13,79	± 0,64	12,31	± 0,10	<0,001
	MXL_13	4.077,85	± 144,46	4,9	± 0,8	11,79	± 0,80	0,22	± 0,02	3,93	± 0,14	3,27	± 0,14	9,08	± 0,69	6069,83	± 214,43	104,75	± 2,54	6,29	± 0,55	15,44	± 1,52	17,93	± 0,62	<0,001
	MXL_14	4.145,93	± 269,39	4,0	± 0,7	12,71	± 0,20	0,20	± 0,01	3,96	± 0,10	3,10	± 0,58	8,22	± 1,04	5643,81	± 538,08	114,24	± 11,31	5,53	± 0,54	14,36	± 1,63	18,40	± 1,26	<0,001
	MXL_15	4.054,30	± 93,80	5,4	± 0,8	19,11	± 0,89	0,21	± 0,04	3,41	± 0,56	2,47	± 0,14	9,82	± 4,05	4970,50	± 77,05	283,67	± 10,83	5,76	± 0,43	13,69	± 0,57	27,51	± 0,47	<0,001
	MXL_16	3.959,20	± 152,72	5,9	± 0,4	18,68	± 0,59	0,22	± 0,03	3,44	± 0,32	2,49	± 0,13	7,95	± 0,11	5174,86	± 152,44	286,11	± 1,71	6,03	± 0,81	14,51	± 0,35	27,29	± 1,56	<0,001
	MXL_CTRL_1	3.629,13	± 34,32	5,6	± 0,5	10,50	± 1,22	0,22	± 0,01	6,16	± 0,25	1,93	± 0,28	6,61	± 0,84	4848,51	± 225,54	212,39	± 15,16	5,37	± 0,45	42,91	± 1,42	27,13	± 1,05	<0,001
	MXL_CTRL_2	3.643,23	± 16,54	5,5	± 0,1	10,54	± 0,99	0,23	± 0,01	6,42	± 0,27	1,63	± 0,27	7,19	± 0,31	4946,05	± 465,39	244,51	± 27,88	5,47	± 0,26	43,63	± 0,21	28,48	± 1,23	<0,001
	MXL_CTRL_3	4.884,99	± 587,93	5,8	± 0,5	20,23	± 0,92	0,21	± 0,00	4,18	± 0,16	3,03	± 0,25	9,07	± 0,28	6068,08	± 23,80	306,08	± 9,59	7,94	± 0,32	15,96	± 0,58	11,18	± 0,55	<0,001
Valores normalizados pelas concentrações de Al	MXL_1	-	-	0,0012	± 0,0002	0,0035	± 0,0005	0,00004	± 0,00000	0,00083	± 0,00005	0,00064	± 0,00003	0,00195	± 0,00013	1,34290	± 0,09009	0,07208	± 0,00735	0,00169	± 0,00009	0,00352	± 0,00028	0,00254	± 0,00015	-
	MXL_2	-	-	0,0016	± 0,0002	0,0044	± 0,0012	0,00006	± 0,00001	0,00103	± 0,00012	0,00074	± 0,00003	0,00219	± 0,00013	1,63217	± 0,06862	0,09719	± 0,00879	0,00204	± 0,00009	0,00436	± 0,00047	0,00347	± 0,00004	-
	MXL_3	-	-	0,0012	± 0,0002	0,0034	± 0,0002	0,00005	± 0,00001	0,00085	± 0,00011	0,00068	± 0,00004	0,00204	± 0,00006	1,40541	± 0,08999	0,04790	± 0,00988	0,00147	± 0,00016	0,00350	± 0,00041	0,00285	± 0,00028	-
	MXL_4	-	-	0,0012	± 0,0002	0,0048	± 0,0005	0,00006	± 0,00001	0,00108	± 0,00005	0,00098	± 0,00007	0,00218	± 0,00007	1,63032	± 0,18802	0,10434	± 0,01305	0,00201	± 0,00011	0,00379	± 0,00029	0,00890	± 0,00570	-
	MXL_9	-	-	0,0015	± 0,0001	0,0037	± 0,0007	0,00005	± 0,00001	0,00092	± 0,00009	0,00082	± 0,00029	0,00216	± 0,00003	1,51980	± 0,01389	0,05789	± 0,01238	0,00155	± 0,00010	0,00398	± 0,00022	0,00308	± 0,00038	-
	MXL_10	-	-	0,0011	± 0,0000	0,0044	± 0,0005	0,00004	± 0,00000	0,00084	± 0,00003	0,00070	± 0,00002	0,00200	± 0,00005	1,49468	± 0,16787	0,04536	± 0,00292	0,00142	± 0,00004	0,00328	± 0,00006	0,00301	± 0,00005	-
	MXL_11	-	-	0,0013	± 0,0000	0,0038	± 0,0003	0,00005	± 0,00000	0,00090	± 0,00003	0,00067	± 0,00005	0,00204	± 0,00007	1,41370	± 0,07316	0,07312	± 0,00358	0,00155	± 0,00005	0,00370	± 0,00007	0,00311	± 0,00004	-
	MXL_12	-	-	0,0011	± 0,0000	0,0037	± 0,0001	0,00008	± 0,00004	0,00090	± 0,00003	0,00081	± 0,00009	0,00202	± 0,00007	1,49963	± 0,07800	0,07618	± 0,00436	0,00153	± 0,00008	0,00354	± 0,00025	0,00316	± 0,00014	-
	MXL_13	-	-	0,0012	± 0,0002	0,0029	± 0,0002	0,00005	± 0,00001	0,00096	± 0,00003	0,00080	± 0,00006	0,00223	± 0,00014	1,49077	± 0,10174	0,02569	± 0,00030	0,00154	± 0,00013	0,00379	± 0,00038	0,00440	± 0,00026	-
	MXL_14	-	-	0,0010	± 0,0002	0,0031	± 0,0002	0,00005	± 0,00001	0,00096	± 0,00006	0,00075	± 0,00016	0,00199	± 0,00027	1,36621	± 0,17528	0,02752	± 0,00136	0,00134	± 0,00019	0,00347	± 0,00046	0,00445	± 0,00032	-
	MXL_15	-	-	0,0013	± 0,0002	0,0047	± 0,0002	0,00005	± 0,00001	0,00084	± 0,00014	0,00061	± 0,00004	0,00242	± 0,00099	1,22671	± 0,04751	0,07003	± 0,00416	0,00142	± 0,00012	0,00338	± 0,00011	0,00679	± 0,00007	-
	MXL_16	-	-	0,0015	± 0,0001	0,0047	± 0,0003	0,00006	± 0,00001	0,00087	± 0,00011	0,00063	± 0,00006	0,00201	± 0,00010	1,30915	± 0,08561	0,07233	± 0,00265	0,00153	± 0,00025	0,00367	± 0,00006	0,00690	± 0,00041	-
	MXL_CTRL_1	-	-	0,0015	± 0,0001	0,0029	± 0,0003	0,00006	± 0,00000	0,00170	± 0,00006	0,00053	± 0,00008	0,00182	± 0,00023	1,33569	± 0,04958	0,05850	± 0,00366	0,00148	± 0,00011	0,01182	± 0,00032	0,00747	± 0,00029	-
	MXL_CTRL_2	-	-	0,0015	± 0,0000	0,0029	± 0,0003	0,00006	± 0,00000	0,00176	± 0,00007	0,00045	± 0,00007	0,00197	± 0,00008	1,35799	± 0,13379	0,06712	± 0,00771	0,00150	± 0,00006	0,01198	± 0,00006	0,00782	± 0,00032	-
	MXL_CTRL_3	-	-	0,0012	± 0,0002	0,0042	± 0,0005	0,00004	± 0,00001	0,00086	± 0,00010	0,00062	± 0,00004	0,00187	± 0,00022	1,25526	± 0,16303	0,06347	± 0,01014	0,00164	± 0,00019	0,00330	± 0,00039	0,00230	± 0,00019	-
Fatores de Enriquecimento (FE)	MXL_1	-	-	1,64		1,78		46,71		1,73		1,30		1,47		0,98		2,62		1,96		2,34		1,15		-
	MXL_2	-	-	0,53		2,21		92,15		2,43		1,53		1,85		1,40		4,08		2,68		3,26		1,64		-
	MXL_3	-	-	1,11		1,75		55,35		1,73		1,35		1,68		1,08		1,88		1,75		2,75		1,27		-
	MXL_4	-	-	1,22		2,68		84,43		2,76		2,03		1,88		1,40		4,74		2,67		2,80		4,43		-

VI.2.6.1 - Alumínio (Al)

As concentrações de alumínio apresentaram média geral de $4.217,23 \pm 527,52$ mg/kg, variando de 3.629,13, obtido na estação controle mais ao norte de PMXL-1, a 5.278,66 mg/kg (Tabela VI-15).

Destaca-se que a Resolução CONAMA n° 454/2012, assim como as legislações internacionais consultadas, não estabelecem valores de referência para alumínio no sedimento marinho.

No que tange a distribuição de alumínio durante a atual campanha, os resultados da *PERMANOVA* indicam relevância do fator “Estação” ($p = 0,001$) para explicar a variabilidade dos dados. As diferenças significativas observadas entre as estações amostrais (teste de *Dunn*, $p < 0,05$) são apresentadas na Figura VI-26, sendo interessante notar que não há diferenças entre as estações da área de influência que não seja observada também entre as estações controle.

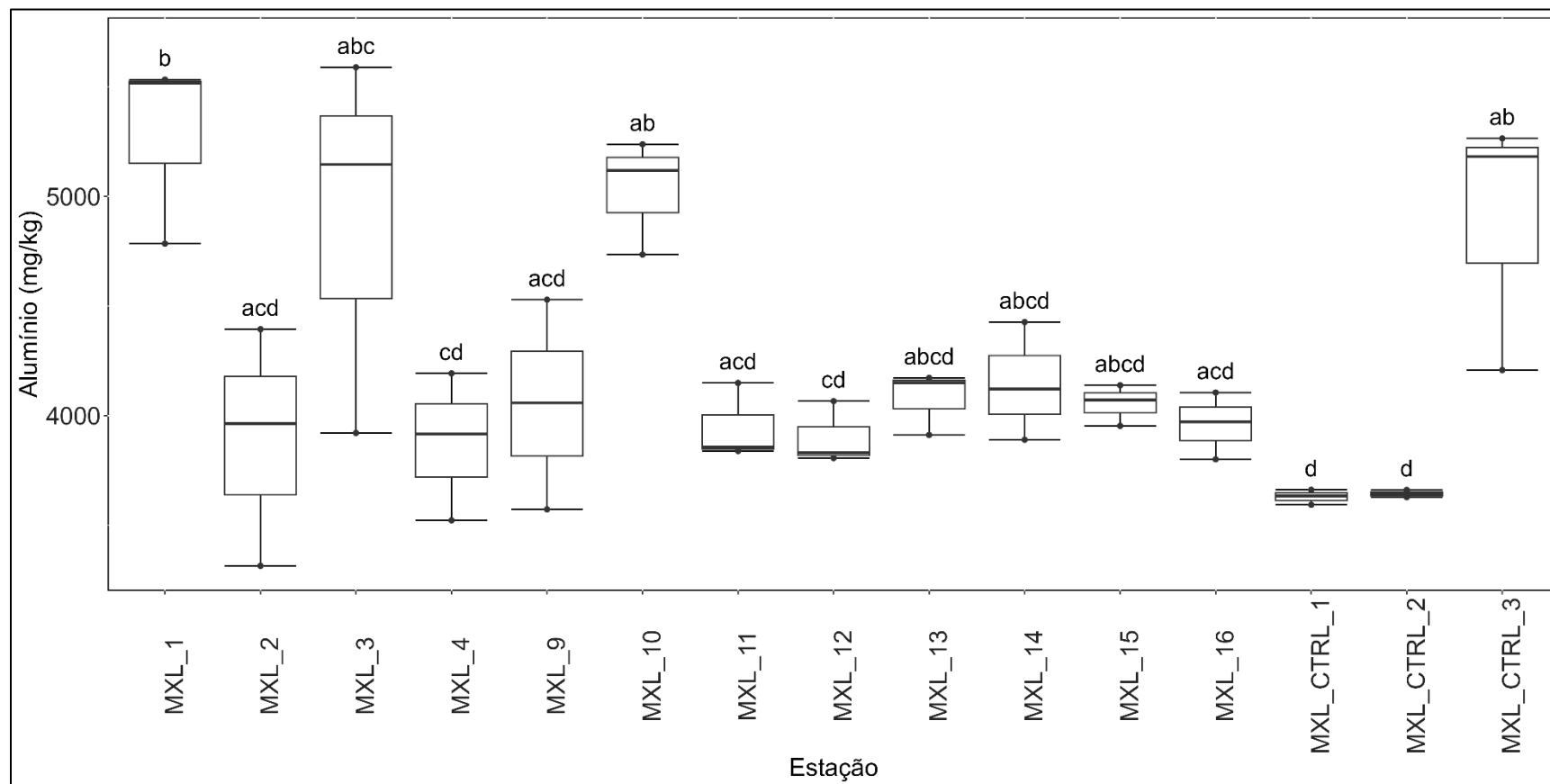


Figura VI-26 – Concentrações de alumínio (mg/kg) registradas nas estações de amostragem de sedimento da campanha PMPR_MXL_C17. Letras iguais denotam ausência de diferenças significativas (teste de Dunn, $p > 0,05$).

As concentrações de alumínio biodisponível registradas pelo PCR-BS nas proximidades da PMXL-1 variaram entre 1.958,68 e 4.650,09 mg/kg com pouca variação temporal na distribuição do metal na BS entre as campanhas do projeto, valores estes inferiores aos verificados na atual campanha. Já nas campanhas anteriores do projeto, considerando-se todas as estações amostradas, os resultados variaram entre 554 e 17.856,71 mg/kg, com faixa de variação bem superior aos resultados da atual campanha e do PCR-BS.

Em relação ao histórico do projeto, os resultados da *PERMANOVA* sugerem variação temporal, sendo o fator “Campanha” considerado como relevante para a variância dos dados ($p = 0,001$), sendo verificados valores mais elevados em C4, C15 e C16 (teste de *Dunn*, $p < 0,05$; Figura VI-27).

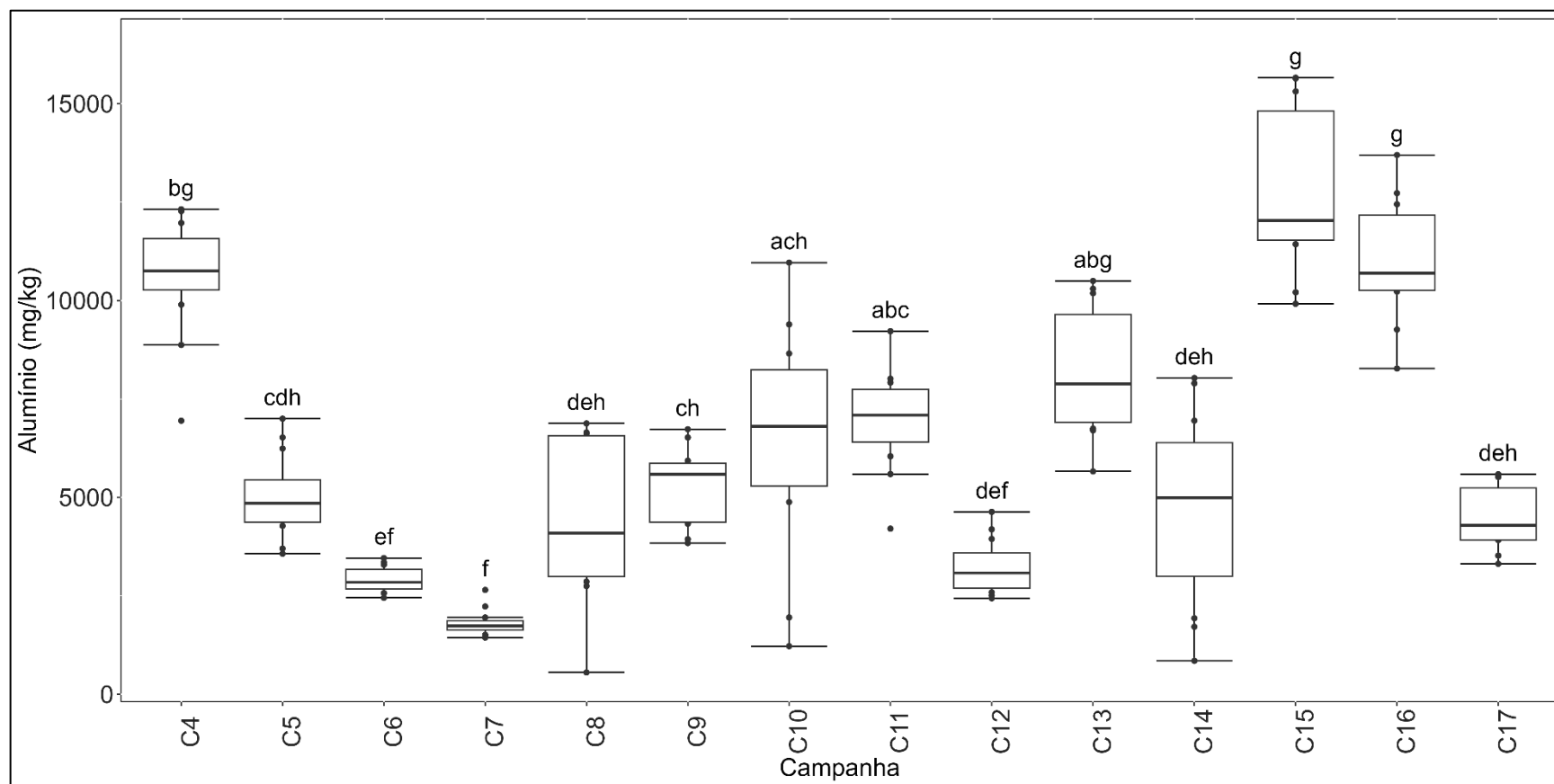


Figura VI-27 – Concentrações de alumínio (mg/kg) registradas nas campanhas de monitoramento ambiental da PMXL-1. Letras iguais denotam ausência de diferenças significativas (teste de Dunn, p -ajustado $> 0,05$).

VI.2.6.2 - Arsênio (As)

Na atual campanha, foram registradas concentrações de arsênio variando entre 4,0 e 6,3 mg/kg, com média geral de $5,4 \pm 0,6$ mg/kg. As concentrações médias de arsênio para cada estação de monitoramento estão representadas na Tabela VI-15, na qual também são apresentadas as concentrações de arsênio normalizadas pelo alumínio, além do fator de enriquecimento calculado para o histórico deste parâmetro na área da PMXL-1. Conforme apresentado, os resultados sugerem ausência ou pequeno enriquecimento de arsênio nas estações avaliadas, considerando como referência a campanha C4, ou seja, a primeira a apresentar análises para este parâmetro.

Os resultados de arsênio encontrados nas amostras da atual campanha foram inferiores ao valor estabelecido pela Resolução CONAMA n° 454/2012, de 19 mg/kg para arsênio total em sedimentos nível 1. As concentrações também estiveram abaixo de diversos outros valores de referência instituídos por agências internacionais com base na toxicidade de As total e biodisponível, tais como as agências ambientais americana, canadense, australiana e da Flórida (Anexo XI-7), indicando que são improváveis os efeitos deletérios a biota em decorrência das concentrações de As na área monitorada.

O único fator de comparação relevante para a distribuição espacial do As durante a atual campanha foi “Estação” (ANOVA, $p = 0,0008$), cujos resultados obtidos ao redor da plataforma, apesar da mais alta variabilidade, estiveram sempre representados também pelos resultados das estações controle (*Tukey HSD*, $p < 0,05$; Figura VI-28), indicando que as concentrações independem da distância em relação a PMXL-1.

As concentrações de arsênio biodisponível verificadas pelo PCR-BS para a área próxima da PMXL-1 variaram entre 1,25 e 5,37 mg/kg. Ao considerar os valores normalizados por alumínio apresentados no PCR-BS, houve variação entre 0,0006 e 0,0021. Os resultados e variabilidade observados pelo PCR-BS são compatíveis com as concentrações registradas na atual campanha. Já as campanhas anteriores do projeto, considerando-se todas as estações amostradas apontam uma maior amplitude de concentrações, com resultados variando entre 0,7 e 21,62 mg/kg.

Em relação ao histórico de arsênio presente no sedimento da área da PMXL-1, novamente, o fator “Estação” foi o único considerado relevante para a distribuição dos dados (PERMANOVA, $p = 0,002$), sendo verificada uma diferença entre a estação MXL_1 e as estações MXL_2 e MXL_3 (teste de *Dunn*, p -ajustado $< 0,05$), provavelmente em função do pequeno número de dados considerados no teste, visto que a faixa de variação entre as estações foi pequena (Figura VI-29).

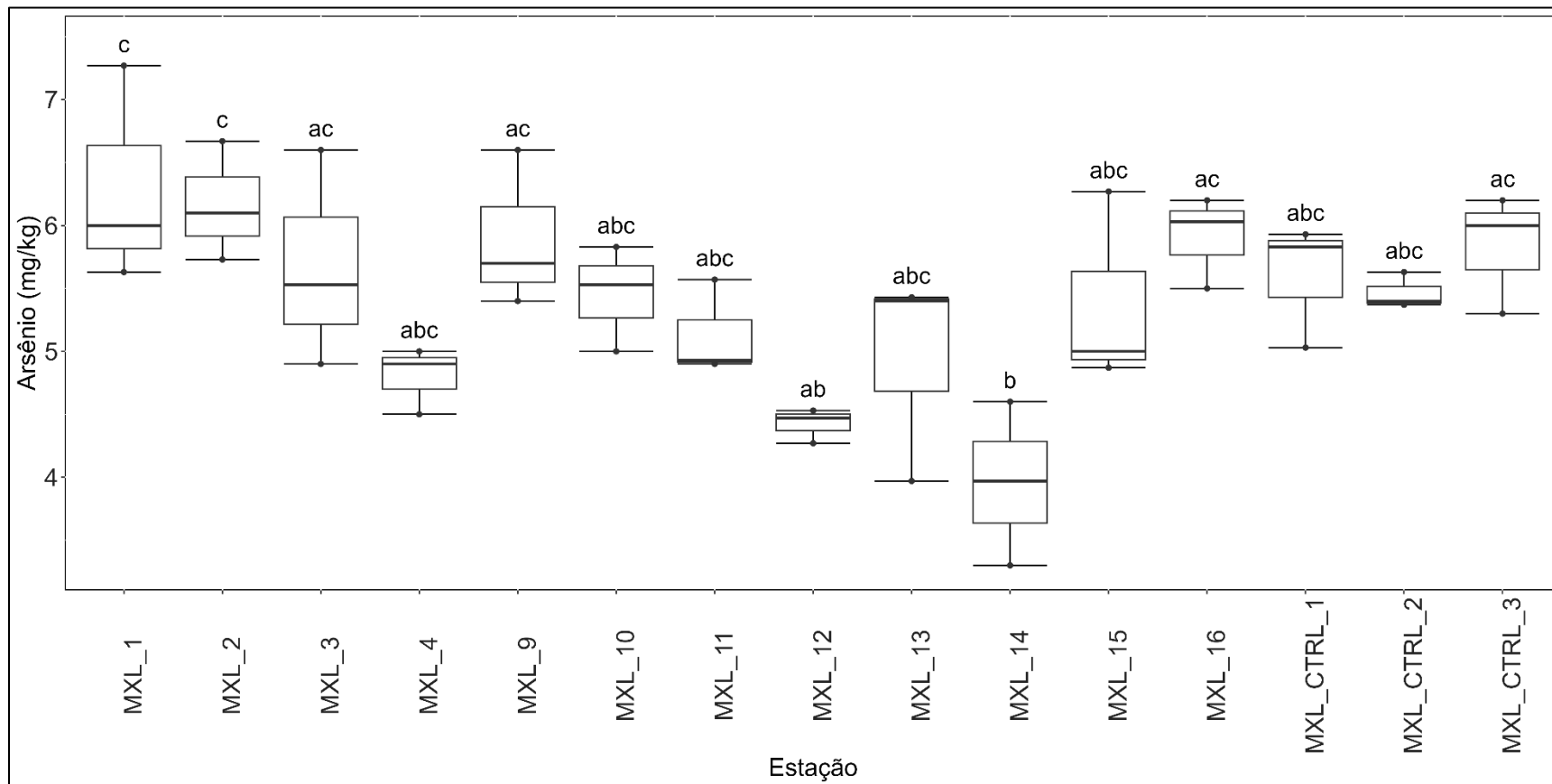


Figura VI-28 – Concentrações de arsênio (mg/kg) registradas nas estações de amostragem de sedimento da campanha PMPR_MXL_C17. Letras iguais denotam ausência de diferenças significativas (Tukey HSD > 0,05).

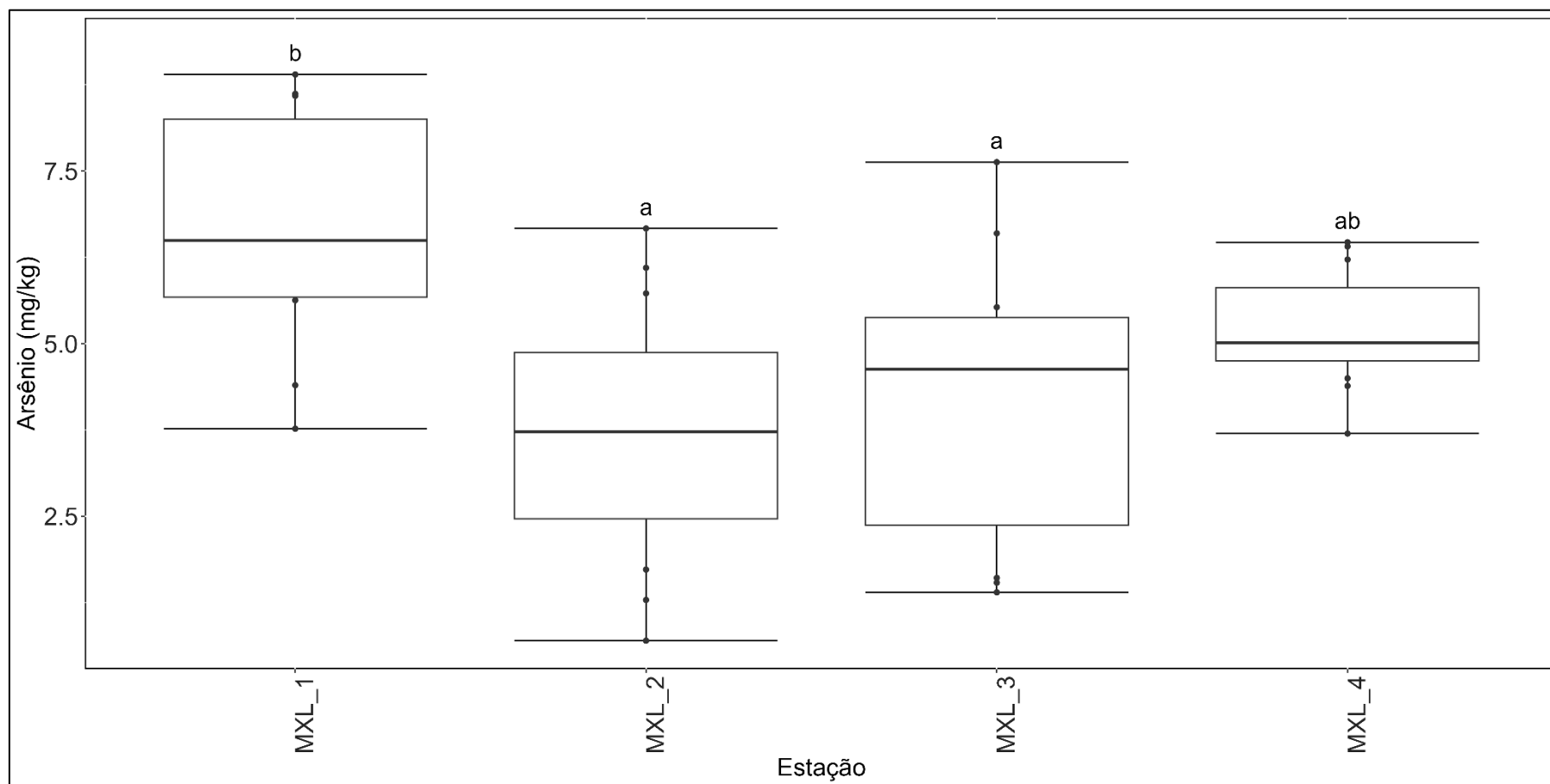


Figura VI-29 – Concentrações de arsênio (mg/kg) registradas nas estações de amostragem de sedimento ao longo das campanhas de monitoramento da PMXL-1. Letras iguais denotam ausência de diferenças significativas (teste de Dunn, p -ajustado $> 0,05$).

VI.2.6.3 - Bário (Ba)

As médias das concentrações de bário para cada estação de monitoramento estão representadas na Tabela VI-15. Na atual campanha, as concentrações variaram entre 10,50 e 22,10 mg/kg, com média geral de $16,12 \pm 3,60$ mg/kg. Destaca-se que a Resolução CONAMA n° 454/2012 não estabelece diretrizes para bário no sedimento marinho brasileiro. No entanto, as concentrações registradas na atual campanha estiveram abaixo do valor de referência da agência americana para bário total, determinado a partir de ensaios de ecotoxicidade e que estabelece a concentração de 130,1 mg/kg como um limite abaixo da qual é improvável a ocorrência de efeitos adversos à biota, de modo que não se espera riscos significantes aos organismos (BUCHMAN, 2008).

Adicionalmente, os resultados apresentados na Tabela VI-15 para o fator de enriquecimento indicam um enriquecimento pequeno de bário nas estações avaliadas na campanha atual em comparação com a campanha C4.

O único fator de comparação relevante para a distribuição dos resultados da atual campanha foi “Estação” (*PERMANOVA*, $p = 0,001$), notando-se grande variabilidade das estações localizadas ao redor da PMXL-1, com comportamentos bastante distintos entre as estações, mas aderente às faixas de variação verificadas também nas estações controle (teste de *Dunn* $p < 0,05$; Figura VI-30), de modo que não houve variações que permitam identificar influência da atividade.

De modo geral, os valores de bário da atual campanha também foram similares aos registros do PCR-BS para a área da PMXL-1, onde concentrações variaram entre 5,58 e 21,63 mg/kg. Adicionalmente, valores normalizados por alumínio também foram compatíveis aos do PCR-BS, que variaram entre 0,0019 e 0,0054 mg/kg, indicando que as variações observadas na atual campanha são condizentes com a variação natural na área da PMXL-1. Os resultados de bário biodisponível também estiveram dentro da amplitude observada nas campanhas anteriores do projeto, considerando-se todas as estações amostradas, nas quais os resultados variaram entre 3,50 e 62,9 mg/kg.

Em relação ao histórico das concentrações de bário no sedimento, nenhum dos fatores avaliados apresentou relevância significativa para a distribuição deste parâmetro (*PERMANOVA*, $p = 0,29$).

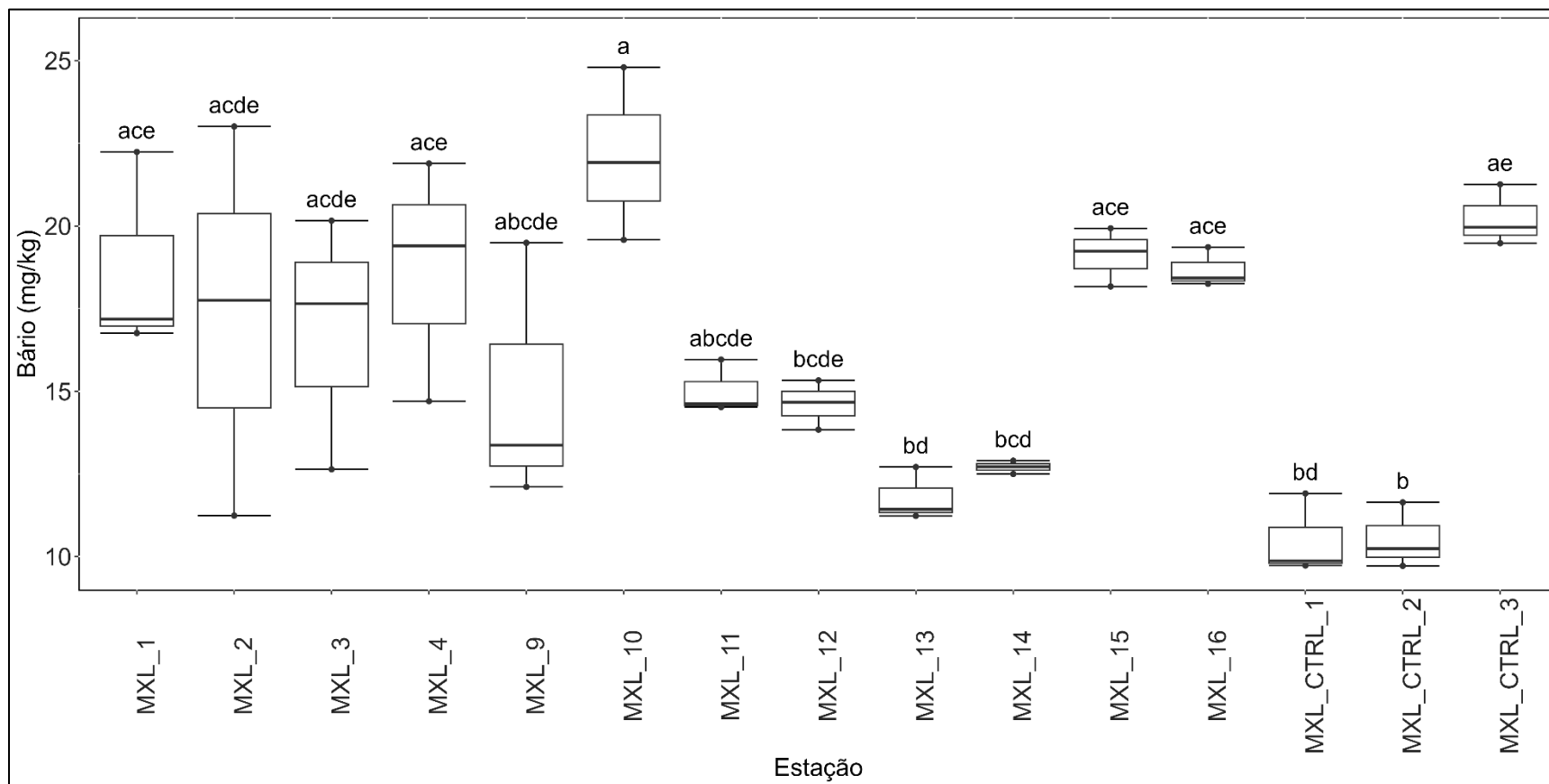


Figura VI-30 – Concentrações de bário (mg/kg) registradas nas estações de amostragem de sedimento da campanha PMPR_MXL_C17. Letras iguais denotam ausência de diferenças significativas (teste de Dunn, $p > 0,05$).

VI.2.6.4 - Cádmio (Cd)

No presente monitoramento, as concentrações de cádmio no sedimento variaram entre 0,20 e 0,30 mg/kg, com média geral de $0,22 \pm 0,02$ mg/kg (Tabela VI-15), com baixa variabilidade entre as concentrações por estação amostral. A exceção foi a estação MXL_12, que apresentou, além da maior concentração média, o maior desvio padrão (0,30).

Os valores de cádmio foram inferiores a concentração estabelecida para sedimentos nível 1 pela Resolução CONAMA n° 454/2012, de 1,2 mg/kg de cádmio total. Adicionalmente, os valores estiveram sempre abaixo de diversos outros valores de referência instituídos por agências internacionais com base na toxicidade do Cd total e biodisponível, tais como as agências ambientais americana, canadense, australiana e da Flórida (Anexo XI-7), de modo que é improvável a ocorrência de efeitos deletérios à biota decorrentes das concentrações de cádmio registradas na atual campanha.

A *PERMANOVA* aplicada aos dados da atual campanha não destacou nenhum dos fatores avaliados como relevante para explicar a distribuição de cádmio ($p > 0,05$). Assim, pode-se inferir que não houve variações que permitam identificar influência da atividade na área.

Considerando as concentrações de cádmio no sedimento da área verificadas pelo PCR-BS, os resultados variaram entre 0,03 e 0,22 mg/kg, com concentrações normalizadas pelo Al variando entre 0,00001 e 0,00009, sendo os valores próximos ao observados na atual campanha (Tabela VI-15). O estudo também observou variações temporais nas concentrações na porção norte da Bacia (ARAÚJO Jr. *et al.*, 2022), os dados mais altos tendendo a se concentrar na interface entre a plataforma e o talude, assim como nas isóbatas mais rasas, na primeira campanha realizada durante a primavera, mas com padrão mais disperso e tendência de maiores valores em isóbatas mais profundas na segunda campanha, realizada durante o outono. Esse metal também ocorreu em relativas baixas concentrações ao longo das campanhas do projeto, com resultados variando entre $<0,001$ mg/kg e 0,70 mg/kg, considerando-se todas as estações amostradas.

Segundo os valores do fator de enriquecimento (FE) calculados para a campanha (Tabela VI-15), entre a 4ª campanha e a atual, houve aumento de severo

a extremamente severo nas concentrações desse metal nas estações avaliadas, cabendo ressaltar que não foram quantificadas concentrações de cádmio nas amostras de C4 (LD = 0,015 mg/kg) utilizada como base de cálculo do FE, sendo o parâmetro quantificado em 7 das 14 campanhas consideradas. Assim, o enriquecimento indicado deve ser considerado com cautela, uma vez que não é possível estabelecer uma relação causal dessa variação com a atividade, até porque as concentrações em C17 não apresentaram diferença entre entorno da plataforma e área controle, não se podendo descartar que sejam oriundos de variações naturais nas concentrações deste parâmetro. A própria análise das variações temporais do parâmetro ao longo do projeto demonstra ampla e significativa variações entre as campanhas, que foi o único fator apontado pela *PERMANOVA* como relevante para explicar a variabilidade do Cd ao longo dos dados históricos do projeto ($p = 0,001$), sendo que os resultados da atual campanha não diferem estatisticamente de campanhas anteriores, tais como C9, após a qual houve novo decréscimo nas concentrações, e C15 e C16PMXL-1 (teste de *Dunn*, p -ajustado $> 0,05$; Figura VI-31). Em relação à série temporal, cabe ainda destacar a contínua tendência de crescimento nas concentrações observadas a partir de C13, que merece destaque e acompanhamento nas próximas campanhas, onde a continuidade das amostragens a partir da atual malha amostral permitirá melhores investigações a partir das comparações dos resultados para todas as estações, incluindo entorno da PMXL-1 e controles.

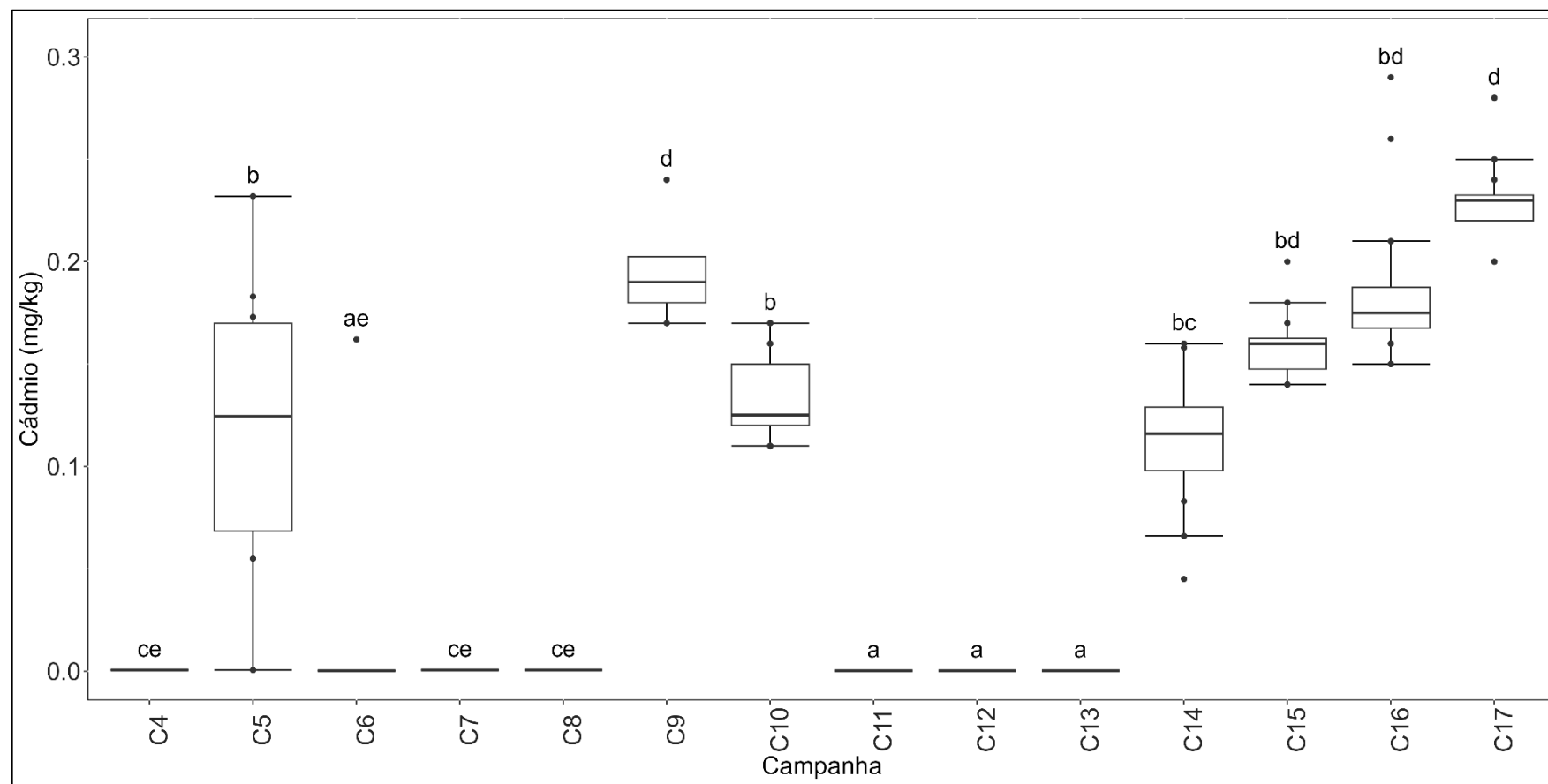


Figura VI-31 – Concentrações de cádmio (mg/kg) registradas nas campanhas de monitoramento ambiental da PMXL-1. Letras iguais denotam ausência de diferenças significativas (teste de Dunn, p -ajustado > 0,05).

VI.2.6.5 - Chumbo (Pb)

Na atual campanha, as concentrações de chumbo no sedimento variaram entre 3,41 mg/kg na estação MXL_15 e 6,42 mg/kg na estação controle MXL_CTRL_2, com média geral de $4,21 \pm 0,90$ mg/kg (Tabela VI-15).

As concentrações foram inferiores ao valor estabelecido pela Resolução CONAMA nº 454/2012 para chumbo total em sedimentos Nível 1, de 46,7 mg/kg de chumbo total, bem como a diversos outros valores de referência instituídos por agências internacionais com base na toxicidade do Pb total e biodisponível, tais como as agências ambientais americana, canadense, australiana e da Flórida (Anexo XI-7), de modo que é improvável a ocorrência de efeitos deletérios a biota decorrentes das concentrações de chumbo registradas na atual campanha.

Adicionalmente, os resultados apresentados na Tabela VI-15 para o fator de enriquecimento indicam um enriquecimento pequeno de chumbo nas estações avaliadas na campanha atual em comparação com a campanha C4.

Os resultados da *PERMANOVA* indicam relevância apenas do fator “Estação” ($p = 0,001$) para explicar a distribuição do chumbo durante a atual campanha, destacando-se a ocorrência de diferenças entre as estações que, no entanto, apresentaram variabilidade sempre representada pelas estações controle (teste de *Dunn*, $p > 0,05$; Figura VI-32), mesmo com as maiores concentrações verificadas em MXL_CTRL_1 e MXL_CTRL_2. Assim, observa-se que a distribuição espacial das concentrações não sugere efeitos da atividade sobre as concentrações de chumbo.

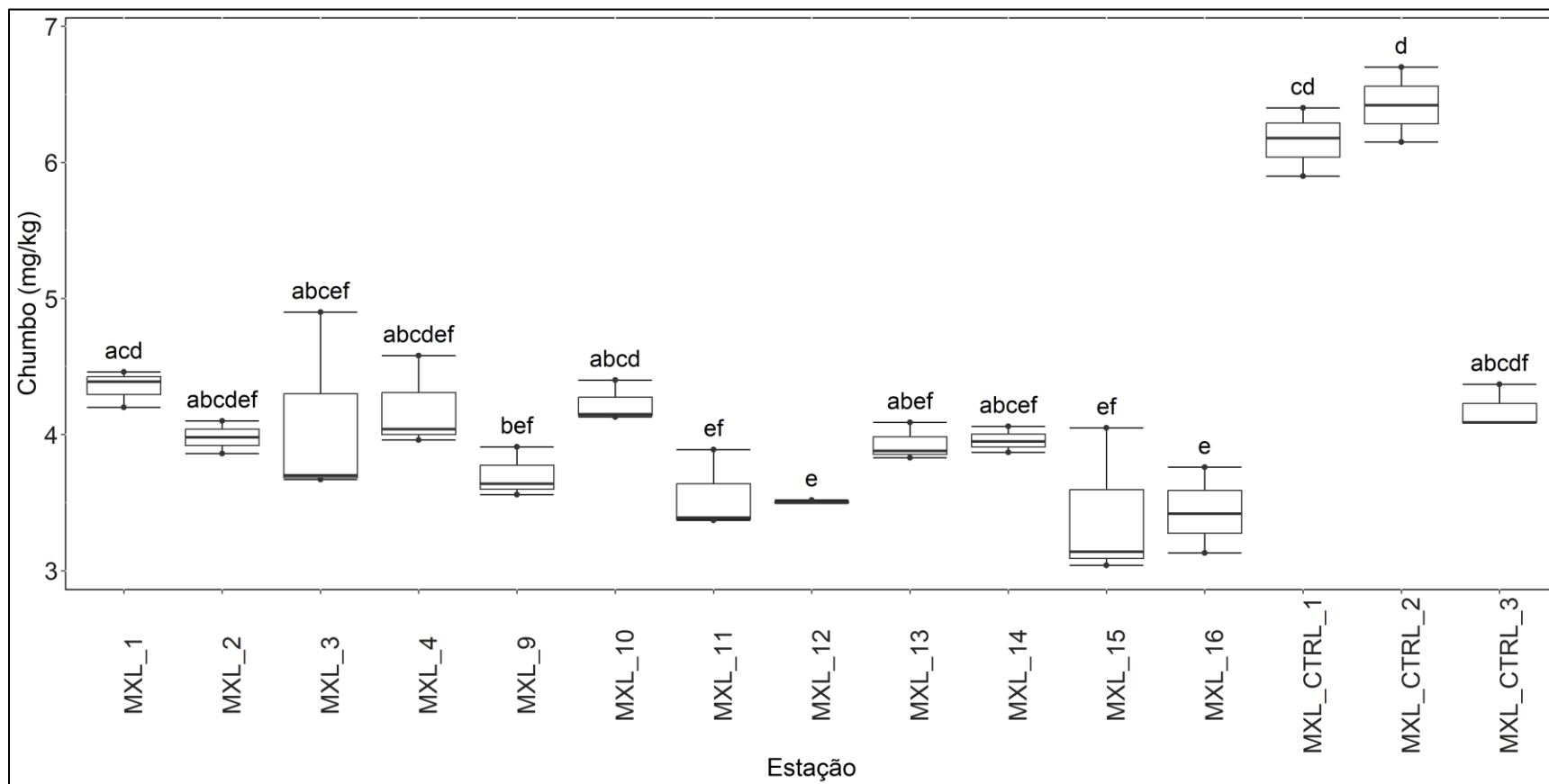


Figura VI-32 – Concentrações de chumbo (mg/kg) registradas nas estações de amostragem de sedimento da campanha PMPR_MXL_C17. Letras iguais denotam ausência de diferenças significativas (teste de Dunn, $p > 0,05$).

Os valores de chumbo registrados pelo PCR-BS para a região variaram entre 1,40 e 3,62 mg/kg, com valores normalizados por alumínio variando entre 0,0007 e 0,00115, sendo bastante similares às concentrações obtidas ao redor da PMXL-1 durante a presente campanha (Tabela VI-15). Adicionalmente, resultados das campanhas anteriores do projeto, considerando-se todas as estações amostradas, variaram entre 1,25 e 46,91 mg/kg, com uma maior variabilidade e valores brutos mais compatíveis com o da atual campanha. Assim, pode-se inferir que os resultados e variações da atual campanha estão dentro do considerado como natural para a região.

Considerando o histórico das concentrações de chumbo PMXL-1 do projeto, o fator “Campanha” foi o único considerado como relevante para a distribuição dos dados (*PERMANOVA*, p -ajustado = 0,001), com destaque para os resultados da campanha C15 que se apresentaram significativamente superiores aos das demais campanhas, exceto C13 (teste de *Dunn*, p -ajustado < 0,05; Figura VI-33). Já os resultados da campanha atual são condizentes com o das demais campanhas.

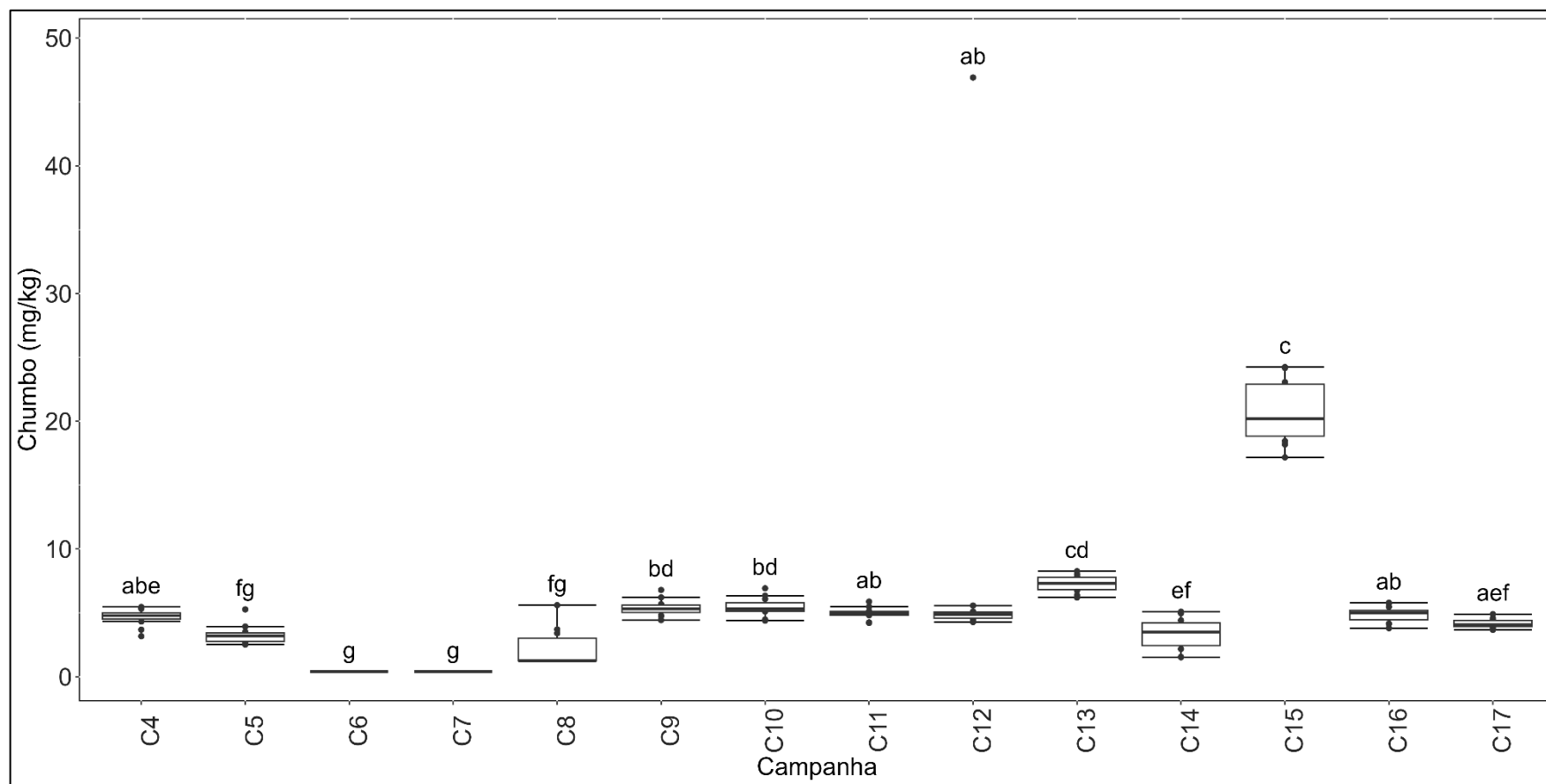


Figura VI-33 – Concentrações de chumbo (mg/kg) registradas nas campanhas de monitoramento ambiental da PMXL-1. Letras iguais denotam ausência de diferenças significativas (teste de Dunn, p -ajustado > 0,05).

VI.2.6.6 - Cobre (Cu)

As concentrações de cobre no sedimento variaram entre 1,63 e 3,78 mg/kg, com média geral de $2,93 \pm 0,59$ mg/kg (Tabela VI-15). Os resultados do fator de enriquecimento (Tabela VI-15) indicam enriquecimento pequeno deste metal na presente campanha em relação às concentrações observadas na campanha de referência (C4). Os resultados de cobre na presente campanha foram inferiores ao valor estabelecido pela Resolução CONAMA nº 454/2012 para cobre total em sedimentos Nível 1, de 34 mg/kg de cobre total, bem como a diversos outros valores de referência instituídos por agências internacionais com base na toxicidade do Cu total e biodisponível, tais como as agências ambientais americana, canadense, australiana e da Flórida (Anexo XI-7), de modo que é improvável a ocorrência de efeitos deletérios a biota decorrentes das concentrações de cobre registradas na atual campanha.

O único fator de comparação relevante para explicar a distribuição de cobre durante a atual campanha foi o fator “Estação” (*PERMANOVA*, $p = 0,001$), mas, apesar das diferenças verificadas, a variabilidade observada para o entorno da plataforma esteve representada também nas estações controle (teste de *Dunn*, $p > 0,05$; Figura VI-34).

O PCR-BS obteve concentrações de cobre no sedimento próximo da área variando entre 0,74 e 1,78 mg/kg, com valores normalizados por alumínio de 0,00030 a 0,00061, resultados levemente inferiores aos obtidos na atual campanha (Tabela VI-15). Cabe ressaltar, no entanto, que esse padrão de valores superiores em C17 ocorreu tanto em estações monitoramento quanto em MXL_CTRL_3, fora da área de influência da plataforma, indicando que é um padrão geral da área da PMXL-1. Já os resultados das campanhas anteriores do projeto, considerando-se todas as estações amostradas, variaram entre $<0,0163$ e 48,87 mg/kg, apresentando uma considerável maior variabilidade em comparação com a campanha atual.

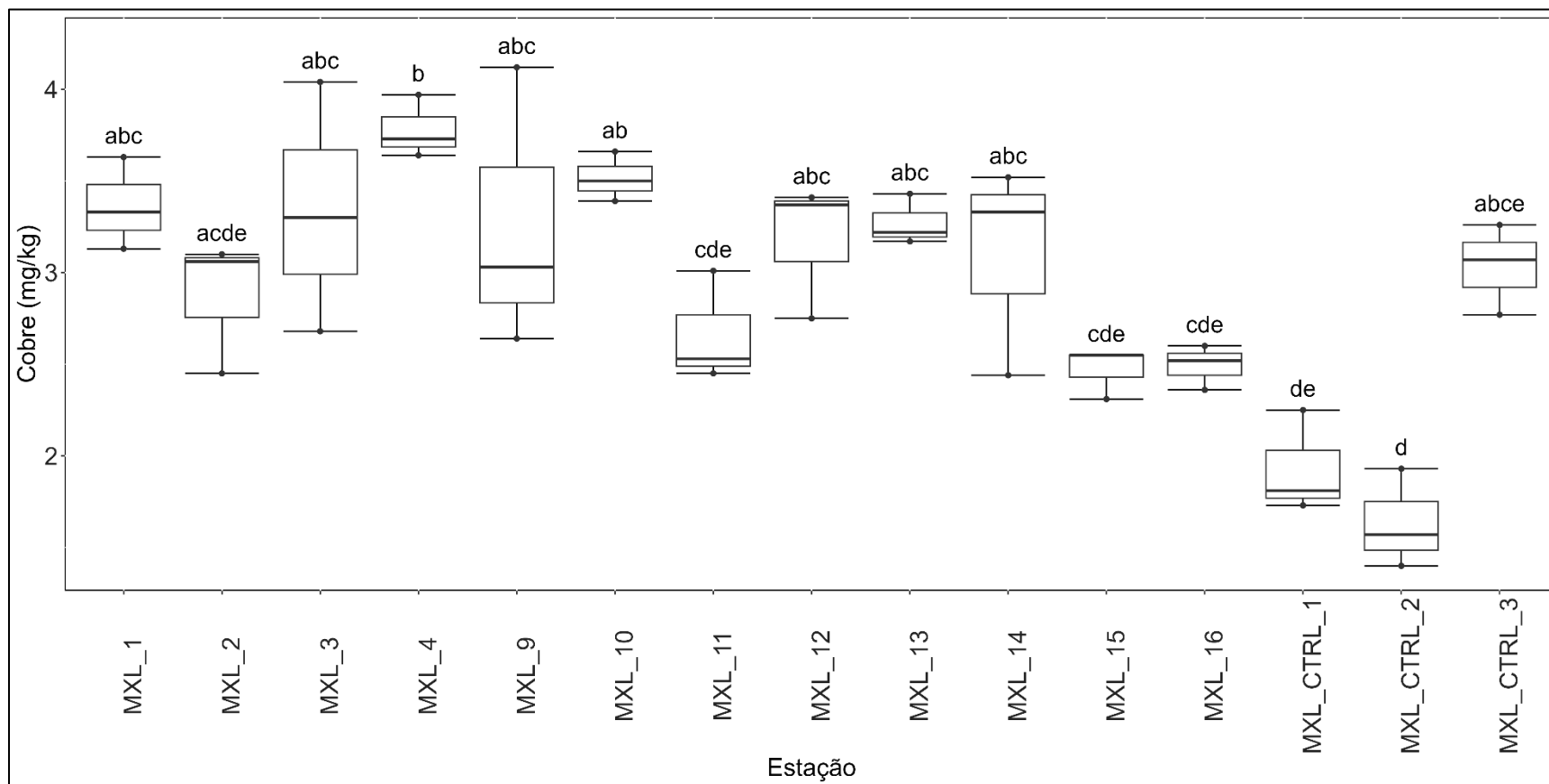


Figura VI-34 – Concentrações de cobre (mg/kg) registradas nas estações de amostragem de sedimento da campanha PMPR_MXL_C17. Letras iguais denotam ausência de diferenças significativas (teste de Dunn, $p > 0,05$).

Considerando o histórico das concentrações de cobre no sedimento da área de entorno da PMXL-1, os resultados da *PERMANOVA* aplicada indicaram que nenhum dos fatores avaliados foi relevante para a distribuição deste parâmetro ($p > 0,05$). Assim, pode-se inferir que não houve variações temporais significativas deste metal nas estações analisadas.

VI.2.6.7 - Cromo (Cr)

No presente monitoramento, as concentrações de cromo no sedimento variaram entre 6,61 e 10,28 mg/kg, com média geral de $8,65 \pm 1,07$ mg/kg (Tabela VI-15). Os resultados do fator de enriquecimento (Tabela VI-15) indicam um enriquecimento pequeno deste metal na presente campanha em relação às concentrações observadas na campanha de referência (C4). Os resultados de cromo da atual campanha foram inferiores ao valor estabelecido pela Resolução CONAMA nº 454/2012 para cromo total em sedimentos Nível 1, de 81 mg/kg de cromo total, bem como a diversos outros valores de referência instituídos por agências internacionais com base na toxicidade do Cr total e biodisponível, tais como as agências ambientais americana, canadense, australiana e da Flórida (Anexo XI-7), de modo que é improvável a ocorrência de efeitos deletérios à biota decorrentes das concentrações de cromo registradas na atual campanha.

O único fator de comparação relevante para a distribuição do cromo durante a atual campanha foi “Estação” (*PERMANOVA*, $p = 0,032$). Porém, apesar das diferenças verificadas, toda a variabilidade observada para o entorno da plataforma esteve representada também nas estações controle (teste de *Dunn*, $p > 0,05$; Figura VI-35).

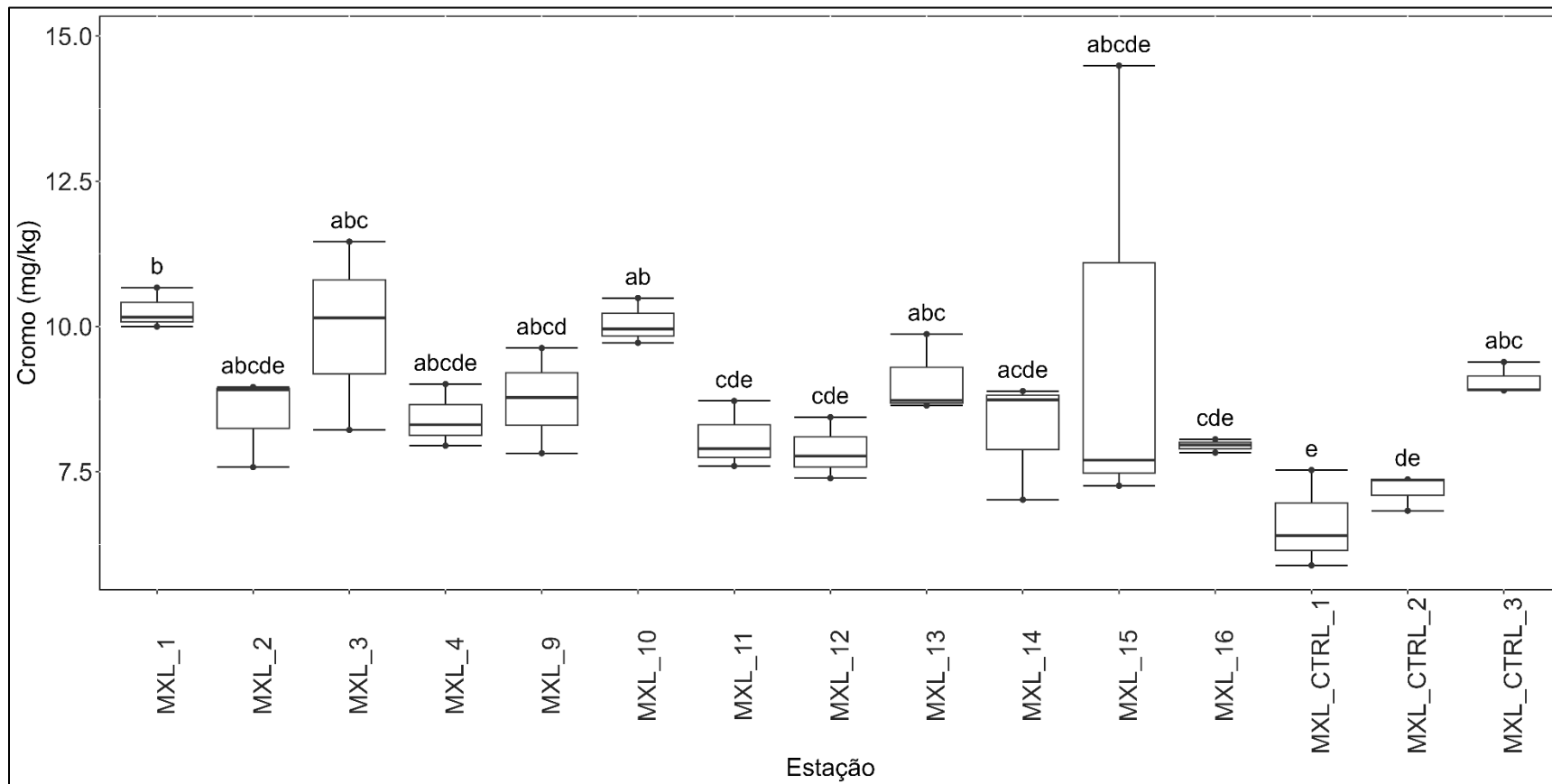


Figura VI-35 – Concentrações de cromo (mg/kg) registradas nas estações de amostragem de sedimento da campanha PMPR_MXL_C17. Letras iguais denotam ausência de diferenças significativas (teste de Dunn, $p > 0,05$).

As concentrações de cromo obtida no PCR-BS para a área variaram entre 2,50 e 6,72 mg/kg, com valores normalizados pelo alumínio variando entre 0,00128 e 0,00278, sendo levemente inferiores aos valores verificados durante a atual campanha, mas com sobreposição nas faixas de valores (Tabela VI-15). Portanto, pode-se inferir que as concentrações e variações observadas para a atual campanha não diferem do padrão considerado natural para a região. Adicionalmente, os resultados das campanhas anteriores do projeto, considerando-se todas as estações amostradas variaram entre 0,25 e 24,70 mg/kg, com maior variabilidade em relação aos dados da atual campanha e do PCR-BS.

Em relação ao histórico das concentrações de cromo no sedimento da área de entorno da PMXL-1, os resultados da *PERMANOVA* aplicada indicaram os fatores “Estação” e “Campanha” como importantes descritores da variação deste metal (p -ajustado = 0,001), com ocorrência de valores mais baixos a intermediários nas campanhas C5, C6, C7, C8, C14, C16 e C17, e de valores mais elevados nas demais campanhas, com clara separação entre os dois grupos (teste de *Dunn*, p -ajustado < 0,05; Figura VI-36), enquanto que o teste a posteriori não foi capaz de resolver as diferenças previamente indicadas entre as estações de amostragem (teste de *Dunn*, p -ajustado > 0,05). Considerando a variação entre as campanhas, observa-se que os resultados de C17 são condizentes com os resultados de campanhas anteriores, e as variações, embora significativas, não apresentam comportamento que indique tendências, ocorrendo de forma intercalada entre campanhas ou grupo de campanhas, sendo pouco característica de alterações relacionadas com a atividade, e mais característica de flutuações naturais do ambiente, inclusive, com bastante similaridade com as flutuações verificadas para o alumínio entre as sucessivas campanhas.

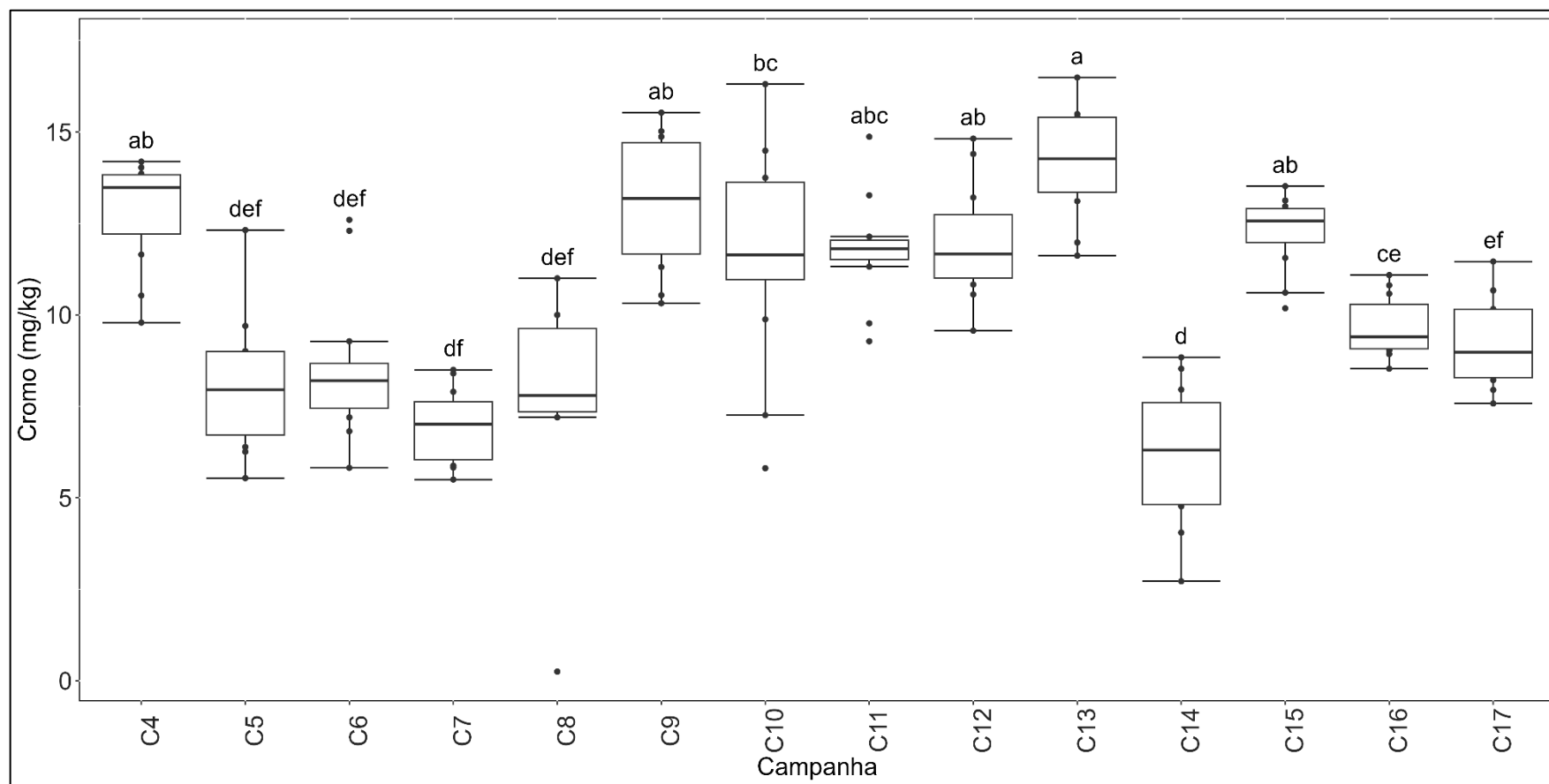


Figura VI-36 – Concentrações de cromo (mg/kg) registradas nas campanhas de monitoramento ambiental da PMXL-1. Letras iguais denotam ausência de diferenças significativas (teste de Dunn, p -ajustado $> 0,05$).

VI.2.6.8 - Ferro (Fe)

Na atual campanha, as concentrações de ferro no sedimento variaram entre 4946,05 mg/kg na estação controle MXL_CTRL_2 e 7491,09 mg/kg na estação MXL_10, com média geral de 5954, 10 $\pm$ 789,09 mg/kg (Tabela VI-15). Adicionalmente, o fator de enriquecimento do ferro em relação a campanha C4 foi classificado como inexistente na estação MXL_1 e pequeno nas estações MXL_2, MXL_3 e MXL_4 (Tabela VI-15).

Destaca-se que a Resolução CONAMA n° 454/2012, assim como as legislações internacionais consultadas, não estabelecem diretrizes para o ferro no sedimento marinho.

O único fator de comparação relevante para a distribuição do ferro no sedimento durante a presente campanha foi o fator “Estação” (*PERMANOVA*, $p = 0,001$). Porém, apesar das diferenças verificadas, os resultados das estações no entorno da PMXL-1 estiveram sempre representados por concentrações estatisticamente semelhantes obtidas nas estações controle (teste de *Dunn*, $p > 0,05$; Figura VI-37).

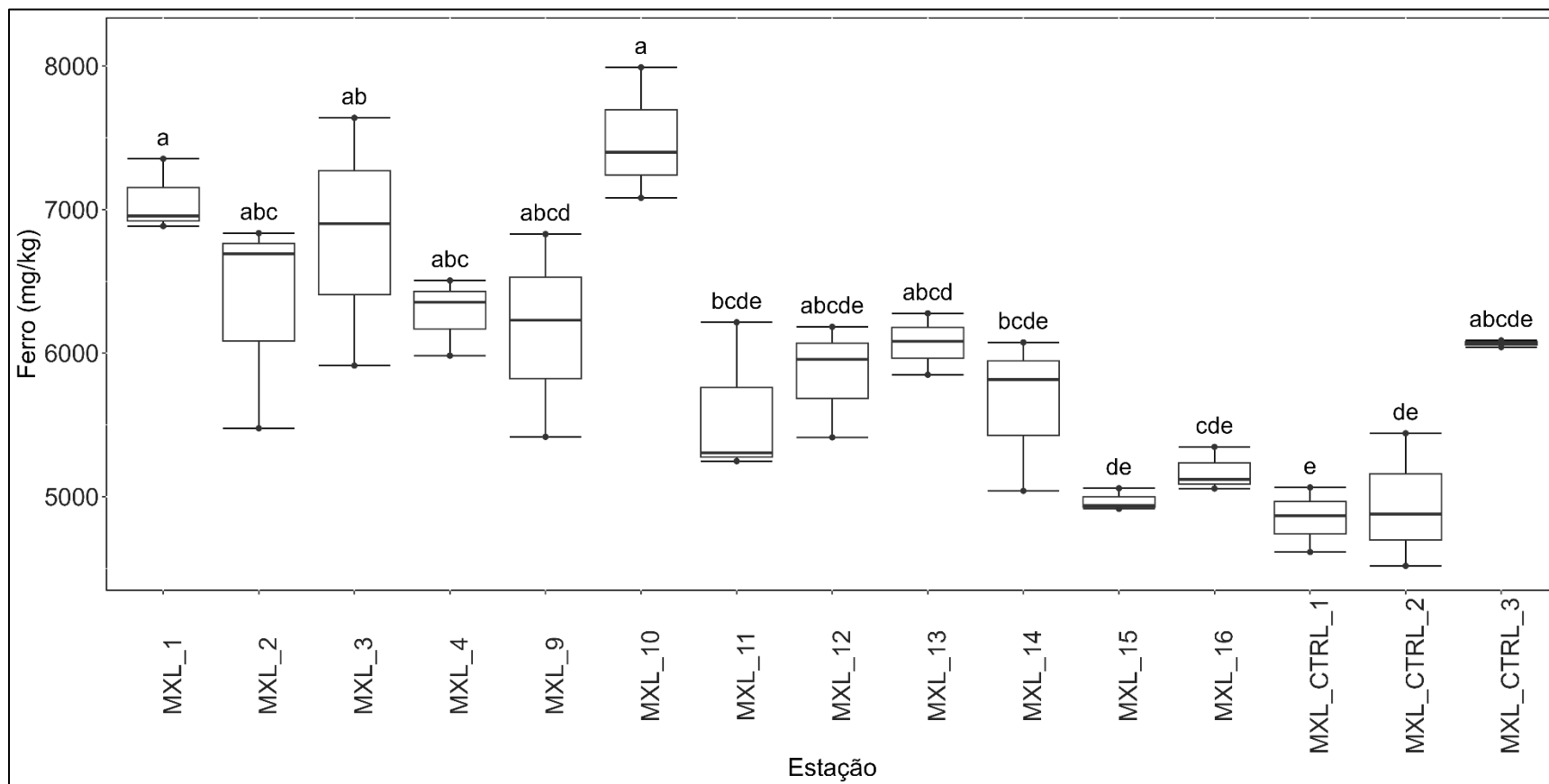


Figura VI-37 – Concentrações de ferro (mg/kg) registradas nas estações de amostragem de sedimento da campanha PMPR_MXL_C17. Letras iguais denotam ausência de diferenças significativas (teste de Dunn, $p > 0,05$).

O PCR-BS verificou concentrações de ferro nas proximidades da PMXL-1 variando entre 1.548,21 e 4.525,25 mg/kg, com valores normalizados pelo alumínio variando entre 0,768 e 1,786. Assim, os menores resultados brutos observados pelo PCR-BS, mas com faixa coincidente, a atual campanha com os resultados normalizados indica uma provável influência de diferenças granulométricas ou dos teores de material orgânico atuando sobre as diferenças das concentrações de Fe nos estudos, tal como identificado pelo próprio PCR-BS, que indica uma alta influência da granulometria sobre as concentrações desse metal (ARAÚJO Jr., *et al.*, 2022). Por outro lado, a variabilidade de Fe ao longo das campanhas anteriores do projeto, considerando-se todas as estações amostradas, foi muito maior, com resultados variando entre 773,0 e 40.895,61 mg/kg.

Considerando o histórico das concentrações de ferro no sedimento da área da PMXL-1, os resultados da *PERMANOVA* aplicada identificaram que, dentre os fatores avaliados, somente os fatores “Campanha” (p -ajustado = 0,005) e “Estação” (p -ajustado = 0,001), com ocorrência de valores mais baixos nas campanhas C5, C6, C7, C8, C12, C14 e C17, e de valores intermediários e mais elevados nas demais campanhas, com clara separação entre os dois grupos (teste de *Dunn*, p - ajustado < 0,05; Figura VI-38), enquanto que o teste a posteriori não foi capaz de resolver as diferenças previamente indicadas entre as estações de amostragem (teste de *Dunn*, p -ajustado > 0,05). Considerando a variação entre as campanhas, observa-se que os resultados de C17 são condizentes com os resultados de campanhas anteriores, e as variações de Fe, assim como as de Cr, embora significativas, ocorrem de forma intercalada entre campanhas ou grupo de campanhas, não apresentando comportamento que indique tendências, sendo pouco característica de alterações relacionadas com a atividade, e mais característica de flutuações naturais do ambiente, inclusive, com bastante similaridade com as flutuações verificadas para o alumínio entre as sucessivas campanhas.

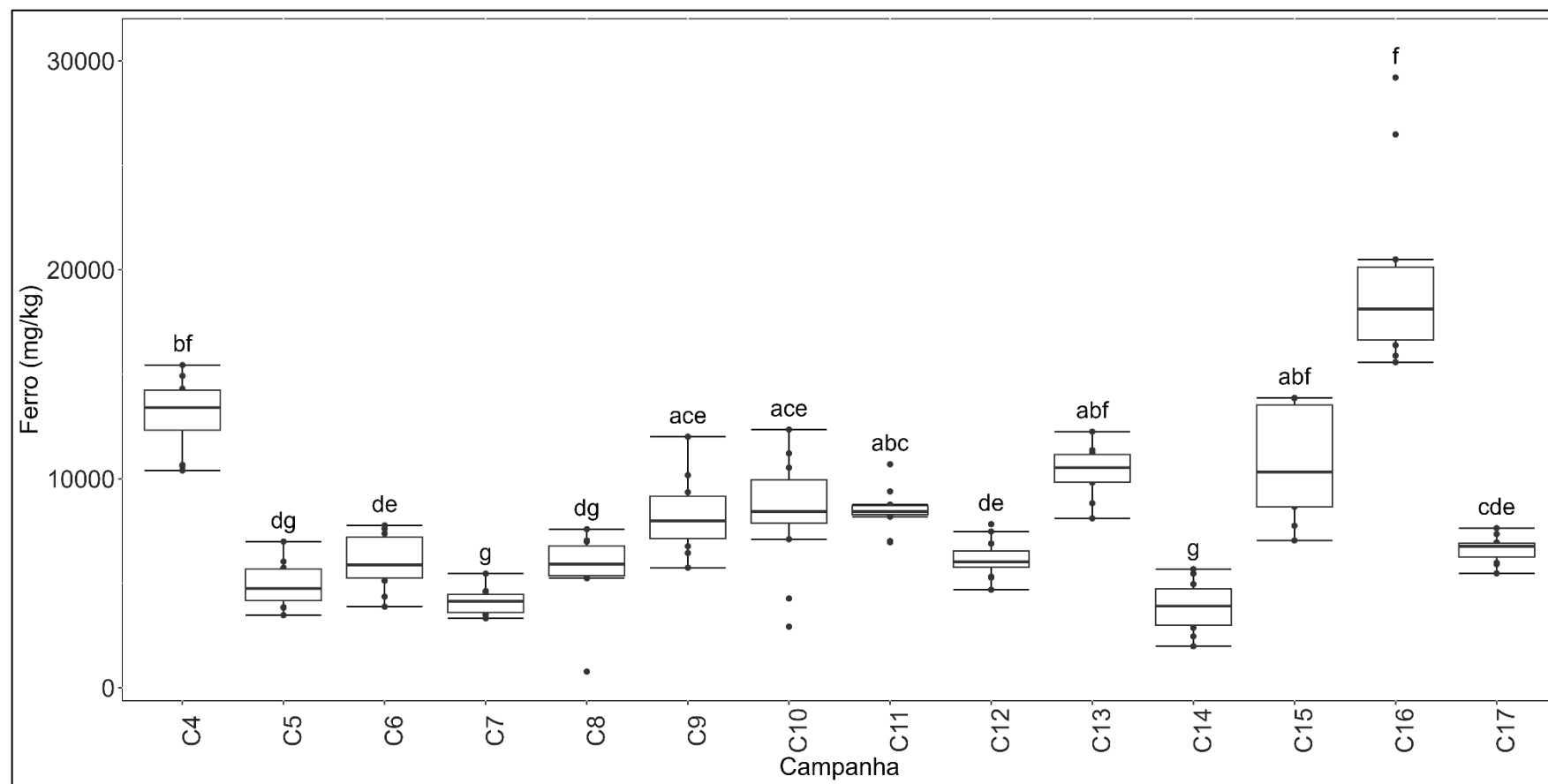


Figura VI-38 – Concentrações de ferro (mg/kg) registradas nas campanhas de monitoramento ambiental da PMXL-1. Letras iguais denotam ausência de diferenças significativas (teste de Dunn, p -ajustado $> 0,05$).

VI.2.6.9 - Manganês (Mn)

Na atual campanha, as concentrações de manganês no sedimento variaram entre 104,75 e 404,35 mg/kg, com média geral de $266,22 \pm 86,42$ mg/kg (Tabela VI-15). O fator de enriquecimento do manganês na atual campanha em relação à C4 variou de pequeno, nas estações MXL_1 e MXL_3, a moderado nas estações MXL_2 e MXL_4 (Tabela VI-15).

Destaca-se que a Resolução CONAMA n° 454/2012, assim como as legislações internacionais consultadas, não estabelecem diretrizes para o manganês no sedimento marinho.

O único fator de comparação relevante para explicar a distribuição do manganês no sedimento da presente campanha foi o fator “Estação” (*PERMANOVA*, $p = 0,001$), verificando-se concentrações mais elevadas nas estações MXL_1, MXL_2 e MXL_4, e menores concentrações em MXL_13 e MXL_14, mas sem que houvesse distinções estatísticas que as isolassem das concentrações intermediárias verificadas nas demais estações, incluindo as controle (teste de *Dunn*, $p > 0,05$; Figura VI-39).

O PCR-BS verificou concentrações de manganês na área variando entre 88,95 e 273,59 mg/kg, com valores normalizados pelo alumínio de 0,03305 a 0,08093. ARAÚJO Jr. *et al.* (2022) indica que há diferenças para concentrações de manganês no eixo norte-sul da Bacia de Santos, principalmente em sua área central, demarcada pelos transectos E e F do PCR-BS e que inclui a área da PMXL-1, destacando o mosaico de distribuições deste metal ao longo da Bacia com diferenças que se mantém mesmo diante da normalização dos dados, indicando uma menor influência da granulometria nas concentrações de Mn desta área em relação ao restante da Bacia. Já os resultados das campanhas anteriores do projeto, considerando-se todas as estações amostradas variaram entre 29,48 e 1.140,02 mg/kg, com uma amplitude de variações muito maior que a da atual campanha.

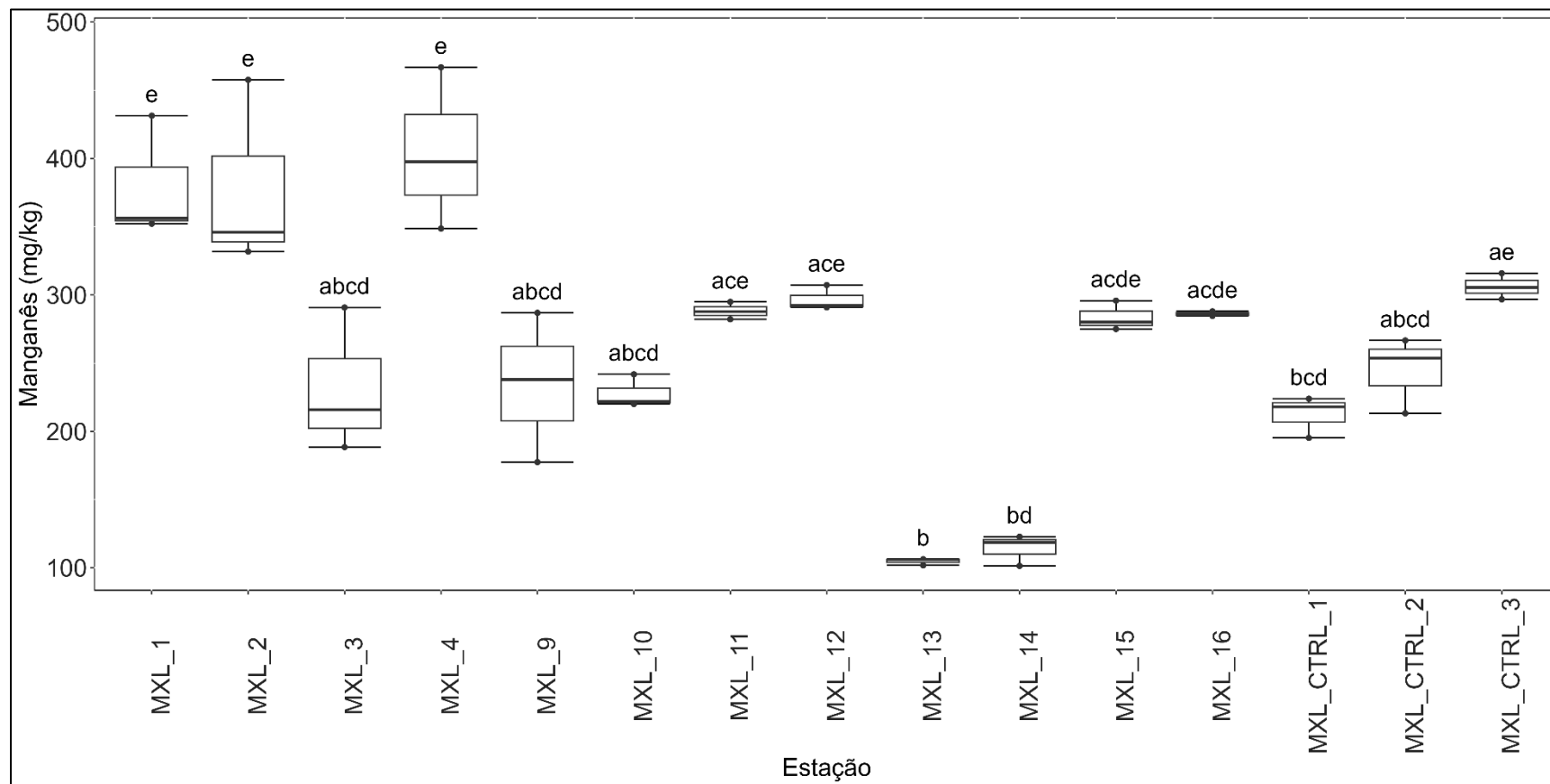


Figura VI-39 – Concentrações de manganês (mg/kg) registradas nas estações de amostragem de sedimento da campanha PMPR_MXL_C17. Letras iguais denotam ausência de diferenças significativas (teste de Dunn, $p > 0,05$).

Em relação aos dados históricos PMXL-1, os resultados da *PERMANOVA* aplicada indicam que, dentre os fatores avaliados, somente o fator “Campanha” ($p = 0,001$; Figura VI-40) foi relevante para explicar a distribuição de manganês no sedimento, verificando-se um incremento contínuo das concentrações entre o início do projeto e a campanha C13, com uma maior similaridade dos resultados encontrados entre C9 e C13, mas com subsequente decréscimo dos valores entre C14 e C16, que apresentaram valores comparáveis aos das campanhas C4, C5, C7 e C8, enquanto a campanha C17 apresenta concentrações intermediárias indistintas da grande maioria das campanhas ocorridas entre C4 e C12 (teste de *Dunn*, p -ajustado $< 0,05$). Assim, as diferenciações não apresentam um padrão evidente que indique relação das concentrações de manganês no sedimento da área estudada com a atividade.

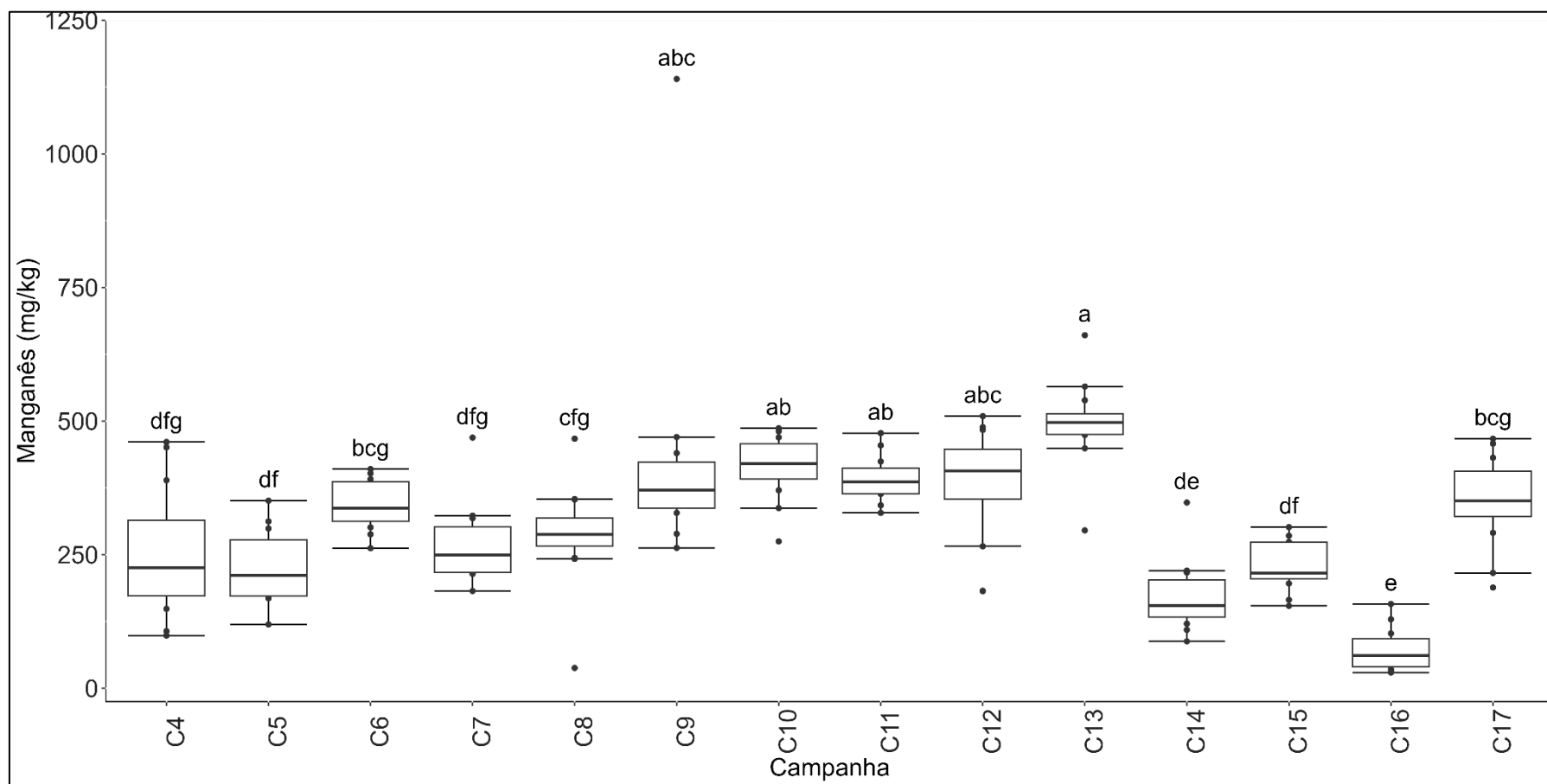


Figura VI-40 – Concentrações de manganês (mg/kg) registradas nas campanhas de monitoramento ambiental da PMXL-1. Letras iguais denotam ausência de diferenças significativas (teste de Dunn, p -ajustado $> 0,05$).

VI.2.6.10 - Níquel (Ni)

Na presente campanha, as concentrações de níquel no sedimento variaram entre 5,37 mg/kg na estação controle MXL_CTRL_1 e 8,87 mg/kg na estação MXL_1, com média geral de $6,64 \pm 1,08$ mg/kg (Tabela VI-15). O fator de enriquecimento estimado em relação a C4 indicou enriquecimento pequeno em todas as estações analisadas (Tabela VI-15).

Os resultados de níquel na atual campanha foram inferiores ao valor estabelecido pela Resolução CONAMA nº 454/2012 para sedimentos Nível 1, de 20,9 mg/kg de níquel total, bem como a diversos outros valores de referência instituídos por agências internacionais com base na toxicidade do Ni total, tais como as agências ambientais americana, australiana e da Flórida (Anexo XI-7), de modo que, resguardadas as distinções entre as frações biodisponíveis dos resultados e as frações totais das referências empregadas, avalia-se como improvável a ocorrência de efeitos deletérios a biota decorrentes das concentrações de níquel registradas na atual campanha.

O único fator de comparação relevante para a distribuição do níquel no sedimento durante a presente campanha foi o fator “Estação” (ANOVA, $p < 0,0001$). No entanto, apesar das diferenças significativas observadas, toda a variabilidade verificada para as estações no entorno da PMXL-1 foi encontrada também nas estações controle (Tukey HSD, $p < 0,05$; Figura VI-41).

O PCR-BS verificou concentrações de níquel no sedimento da área variando entre 2,03 e 5,43 mg/kg, com valores normalizados pelo alumínio variando entre 0,00069 e 0,00191. Assim como verificado para ferro, os menores resultados brutos observados pelo PCR-BS, mas com faixa coincidente a atual campanha para os resultados normalizados, indicam uma provável influência de diferenças granulométricas ou dos teores de material orgânico atuando sobre as diferenças das concentrações de Ni nos estudos. Ademais, nas campanhas anteriores do projeto, considerando-se todas as estações amostradas, as concentrações de níquel variaram entre 0,12 e 22,91 mg/kg, apresentando maior faixa de variação em relação a atual campanha.

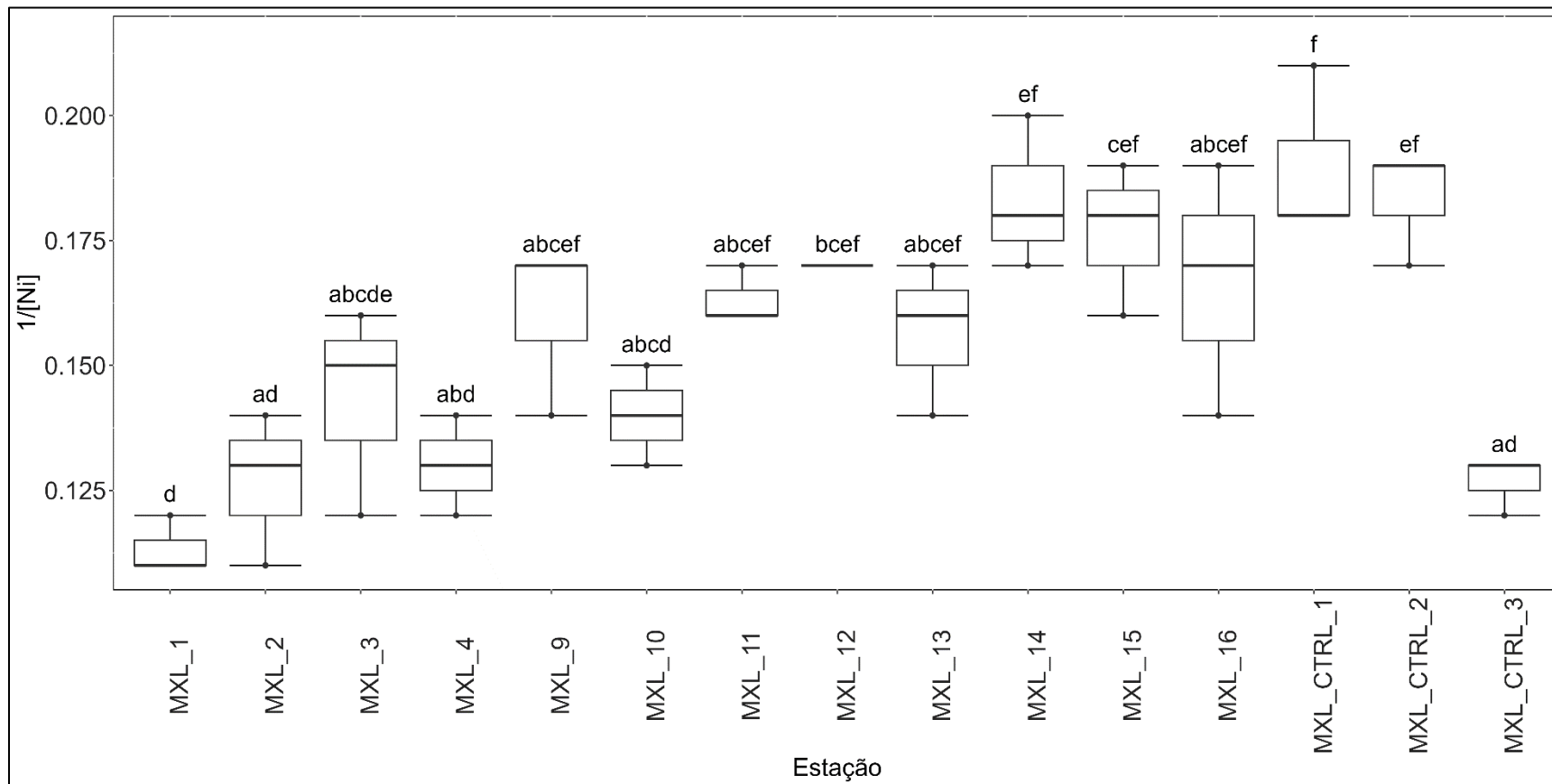


Figura VI-41 – Inverso das concentrações de níquel registradas nas estações de amostragem de sedimento da campanha PMPR_MXL_C17. Letras iguais denotam ausência de diferenças significativas (Tukey HSD, $p > 0,05$).

Para o histórico do projeto, os resultados da *PERMANOVA* aplicada indicaram os fatores “Campanha” ($p = 0,001$) e “Estação” ($p = 0,004$).

As variações observadas entre as campanhas foram baixas, com a campanha C14 se destacando por valores mais baixos que o da maior parte das demais campanhas (teste de *Dunn*, p -ajustado $< 0,05$; Figura VI-42), mas sem distinções que permitam verificar um padrão temporal associável a efeitos da atividade, sendo as flutuações dos valores bastante característica de variações naturais do meio.

Em relação a diferença identificada entre a estação MXL_1 e as demais estações (teste de *Dunn*, p -ajustado $< 0,05$; Figura VI-43), esta provavelmente decorre da presença de um valor mais alto nesta estação, identificado como *outlier*, visto que as variações nas faixas de concentração de cada ponto amostral foram mínimas.

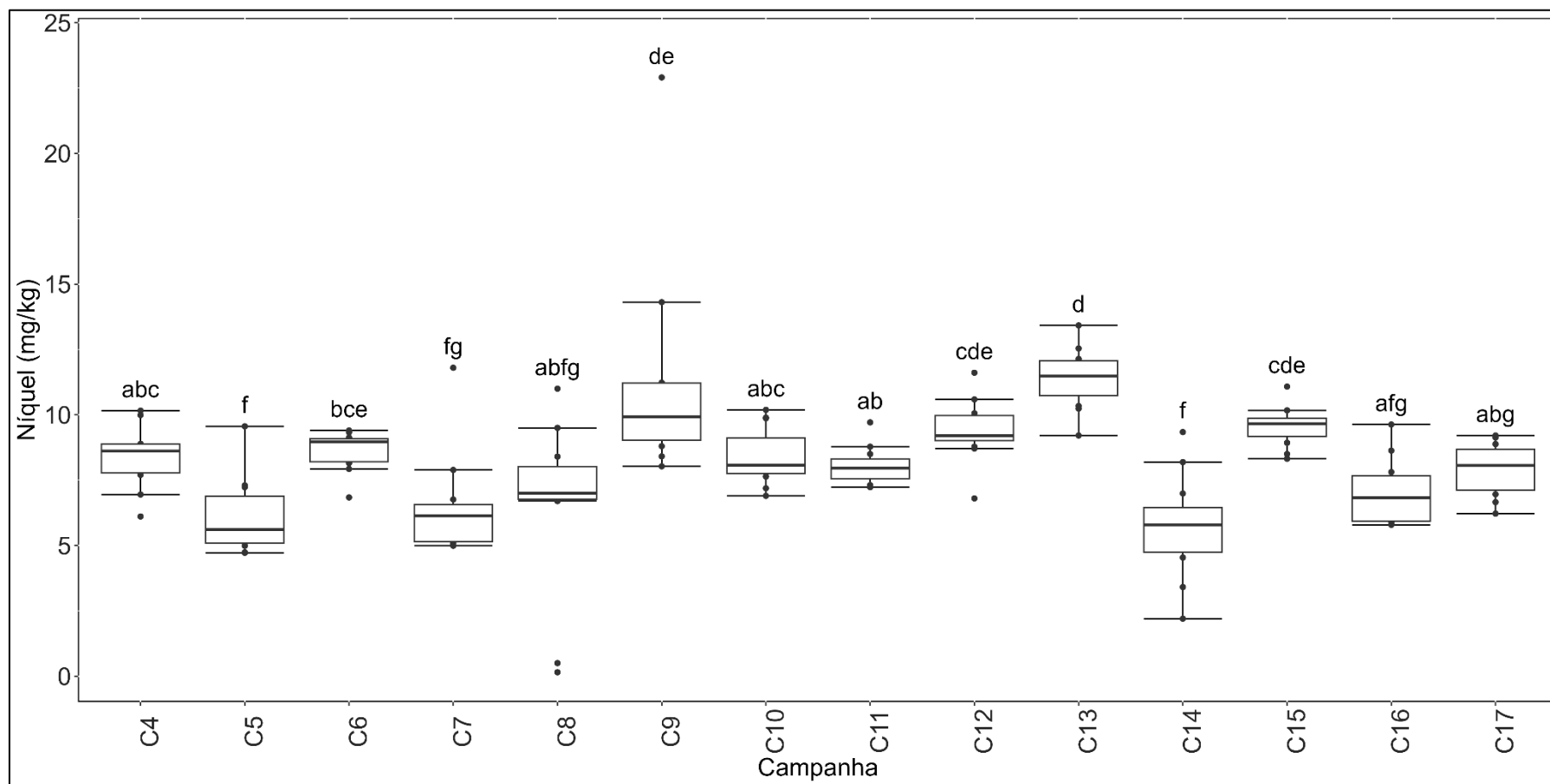


Figura VI-42 – Concentrações de níquel (mg/kg) registradas nas campanhas de monitoramento ambiental da PMXL-1. Letras iguais denotam ausência de diferenças significativas (teste de Dunn, p -ajustado $> 0,05$).

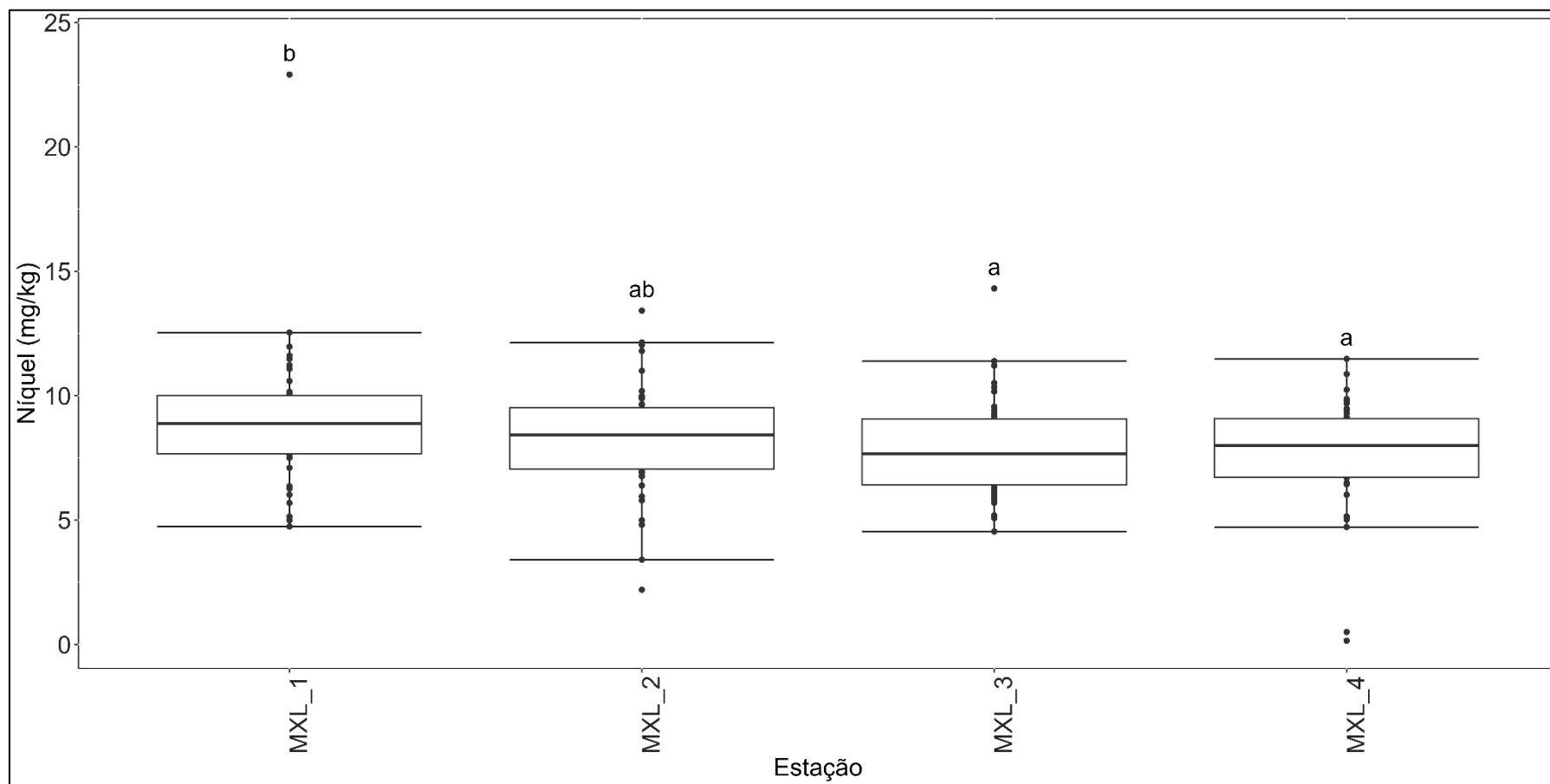


Figura VI-43 – Concentrações de níquel (mg/kg) registradas nas estações de amostragem de sedimento da PMXL-1. Letras iguais denotam ausência de diferenças significativas (teste de Dunn, p -ajustado $> 0,05$).

VI.2.6.11 - Vanádio (V)

As concentrações de vanádio presente no sedimento durante a atual campanha variaram entre 13,69 mg/kg na estação MXL_15 e 43,63 mg/kg na estação controle MXL_CTRL_2, com média geral de $19,22 \pm 9,86$ mg/kg (Tabela VI-15). O fator de enriquecimento estimado em relação aos resultados da campanha C4 indicam a ocorrência de enriquecimento de pequeno nas estações MXL_1, MXL_3 e MXL_4 e moderado em MXL_2 (Tabela VI-15).

Destaca-se que a Resolução CONAMA n° 454/2012, assim como as legislações internacionais consultadas, não estabelecem diretrizes para o vanádio no sedimento marinho.

Dentre os fatores de comparação avaliados, os resultados da *PERMANOVA* indicam relevância apenas do fator “Estação” ($p = 0,001$) para explicar a distribuição dos valores de vanádio da atual campanha. No entanto, apesar das diferenças, toda a variabilidade observada para o entorno da plataforma esteve representada também nas estações controle, com exceção dos resultados verificados em MXL_C15, que foram significativamente inferiores aos resultados de todas as estações controle (teste de *Dunn*, $p < 0,05$; Figura VI-44). Cabe destacar ainda os altos valores verificados nas estações controle MXL_CTRL_1 e MXL_CTRL_2, que indicam a ocorrência natural de concentrações de vanádio na área em limiares superiores a 42 mg/kg.

O PCR-BS verificou valores de vanádio na área variando entre 3,92 e 9,55 mg/kg, com valores normalizados por alumínio variando entre 0,00200 e 0,00358. Assim, os menores resultados brutos observados pelo PCR-BS, mas com faixa coincidente a atual campanha para os resultados normalizados, com exceção dos valores normalizados dos controles MXL_CTRL_1 e MXL_CTRL_2, indicam uma provável influência de diferenças granulométricas ou dos teores de material orgânico atuando sobre as diferenças das concentrações de V nos estudos. Segundo Araújo Jr *et al.* (2022), as diferenças observadas entre valores normalizados indica que uma porção mais significativa do elemento pode se encontrar imobilizada há muito tempo, já tendo sido incorporada à matriz silicosa, ou sempre ter feito parte dela, de modo que não é fortemente influenciado pela granulometria, ajudando a explicar as mais altas concentrações tidas como naturais

de vanádio nas estações CTRL_MXL_1 e CTRL_MXL_2, corroborando ainda com a localização destas estações em áreas controle, suficientemente distantes da influência da atividade. Ademais, resultados das campanhas anteriores do projeto, considerando-se todas as estações amostradas, variaram entre 2,30 e 43,60 mg/kg, de modo que os valores da atual campanha também são condizentes com o histórico do monitoramento.

Em relação ao histórico do projeto, os resultados da *PERMANOVA* aplicada indicam os fatores “Campanha” ($p = 0,001$) e “Estação” ($p = 0,001$) como relevantes para a distribuição do vanádio, destacando-se menores concentrações ao longo das campanhas C4, C5, C7 e C14, valores mais elevados na campanha C13, e concentrações intermediárias nas demais campanhas, com claras distinções estatísticas entre os três grupos (teste de *Dunn*, p -ajustado $< 0,05$; Figura VI-45). No entanto, apesar das variações significativas, estas ocorrem de forma intercalada entre campanhas ou grupo de campanhas, não apresentando comportamento que indique tendências, sendo pouco característica de alterações relacionadas com a atividade, e mais característica de flutuações naturais do ambiente.

Em relação às diferenças identificadas para a estação MXL_1 (teste de *Dunn*, p -ajustado $< 0,05$; Figura VI-46), estas decorrem de uma média levemente superior da estação, que, no entanto, não difere de MXL_2, sendo mínimas as variações nas faixas de concentração de cada ponto amostral.

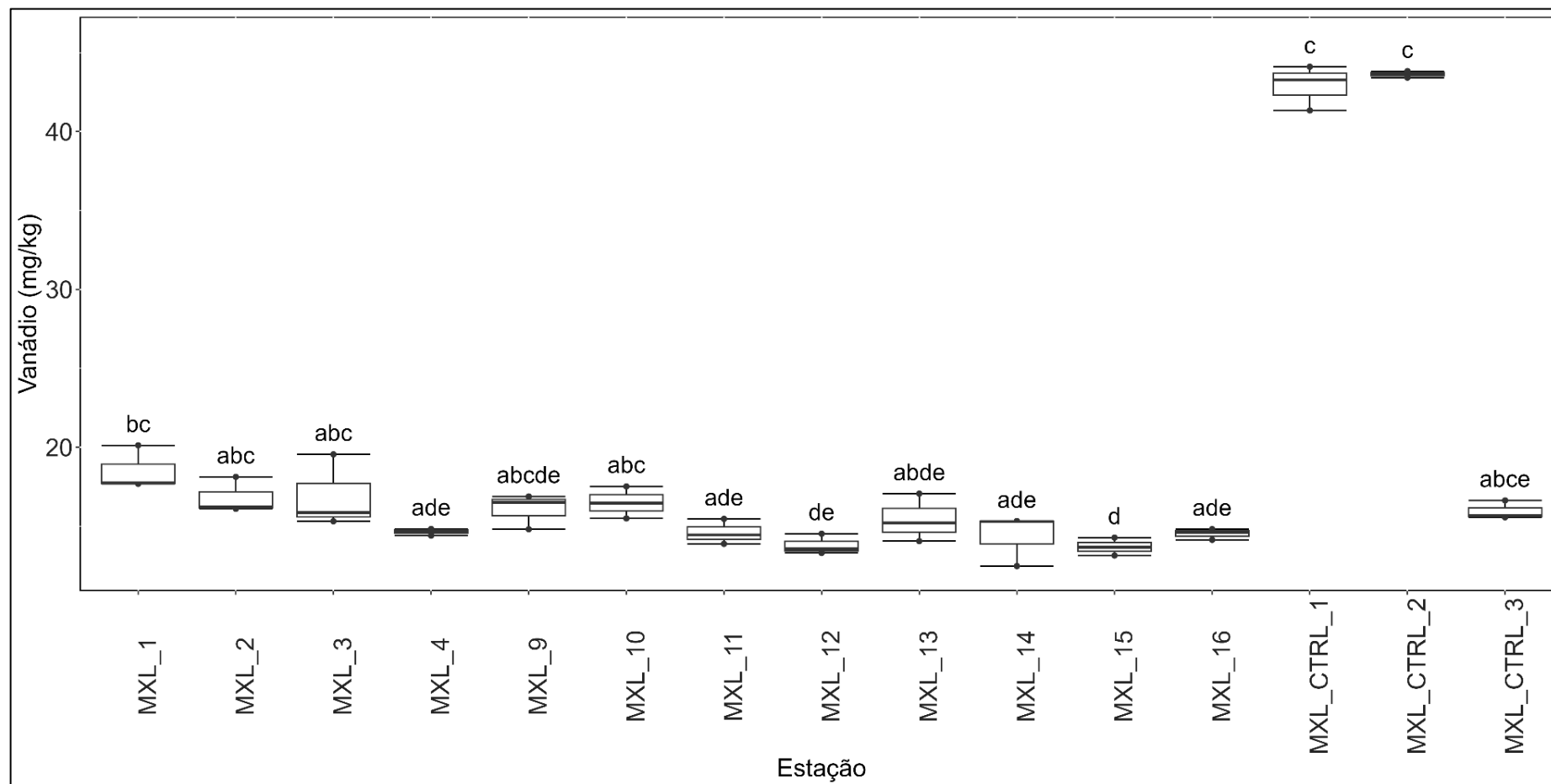


Figura VI-44 – Concentrações de vanádio (mg/kg) registradas nas estações de amostragem de sedimento da campanha PMPR_MXL_C17. Letras iguais denotam ausência de diferenças significativas (teste de Dunn, $p > 0,05$).

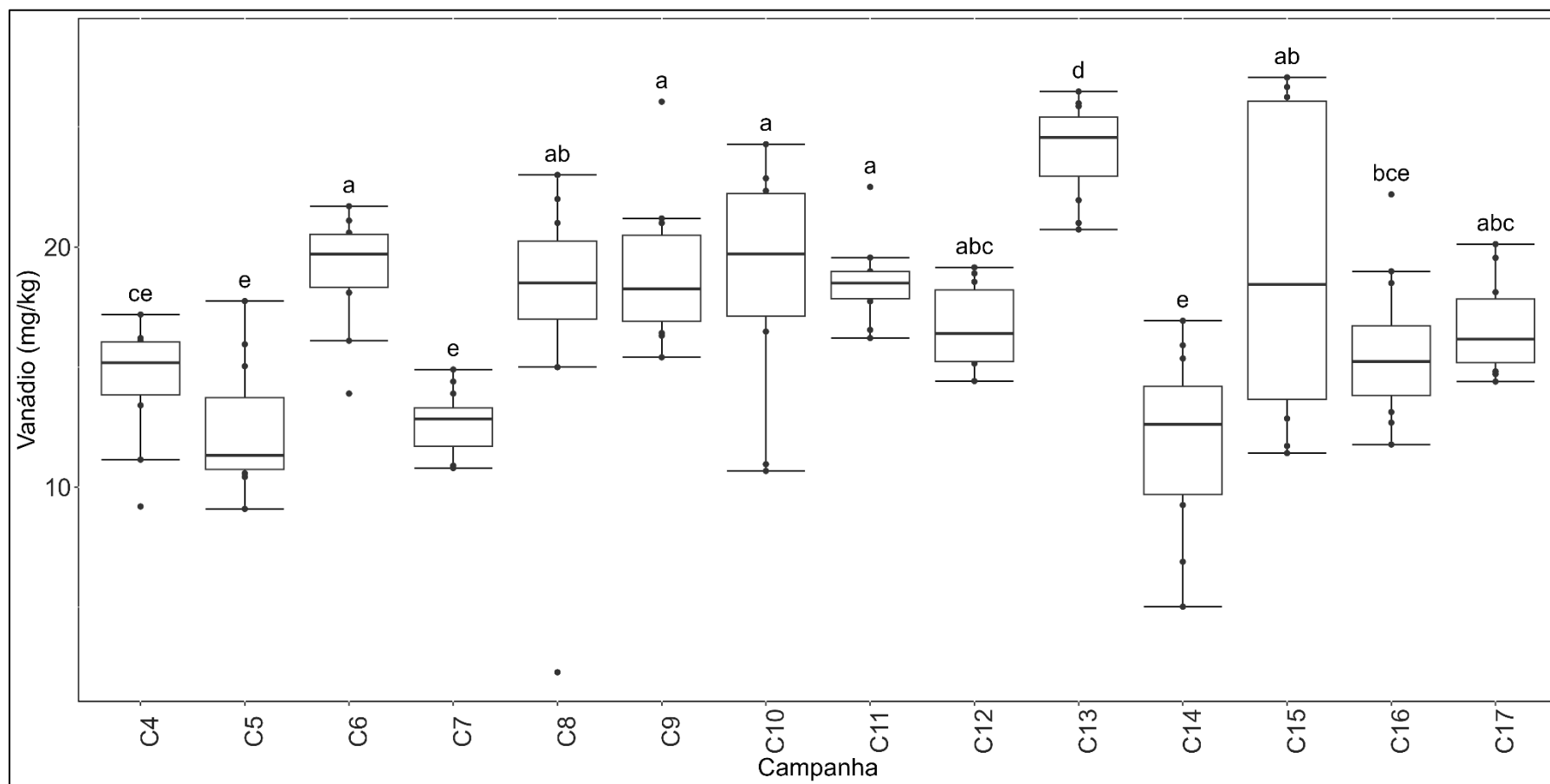


Figura VI-45 – Concentrações de vanádio (mg/kg) registradas nas campanhas de monitoramento ambiental da PMXL-1. Letras iguais denotam ausência de diferenças significativas (teste de Dunn, p -ajustado $> 0,05$).

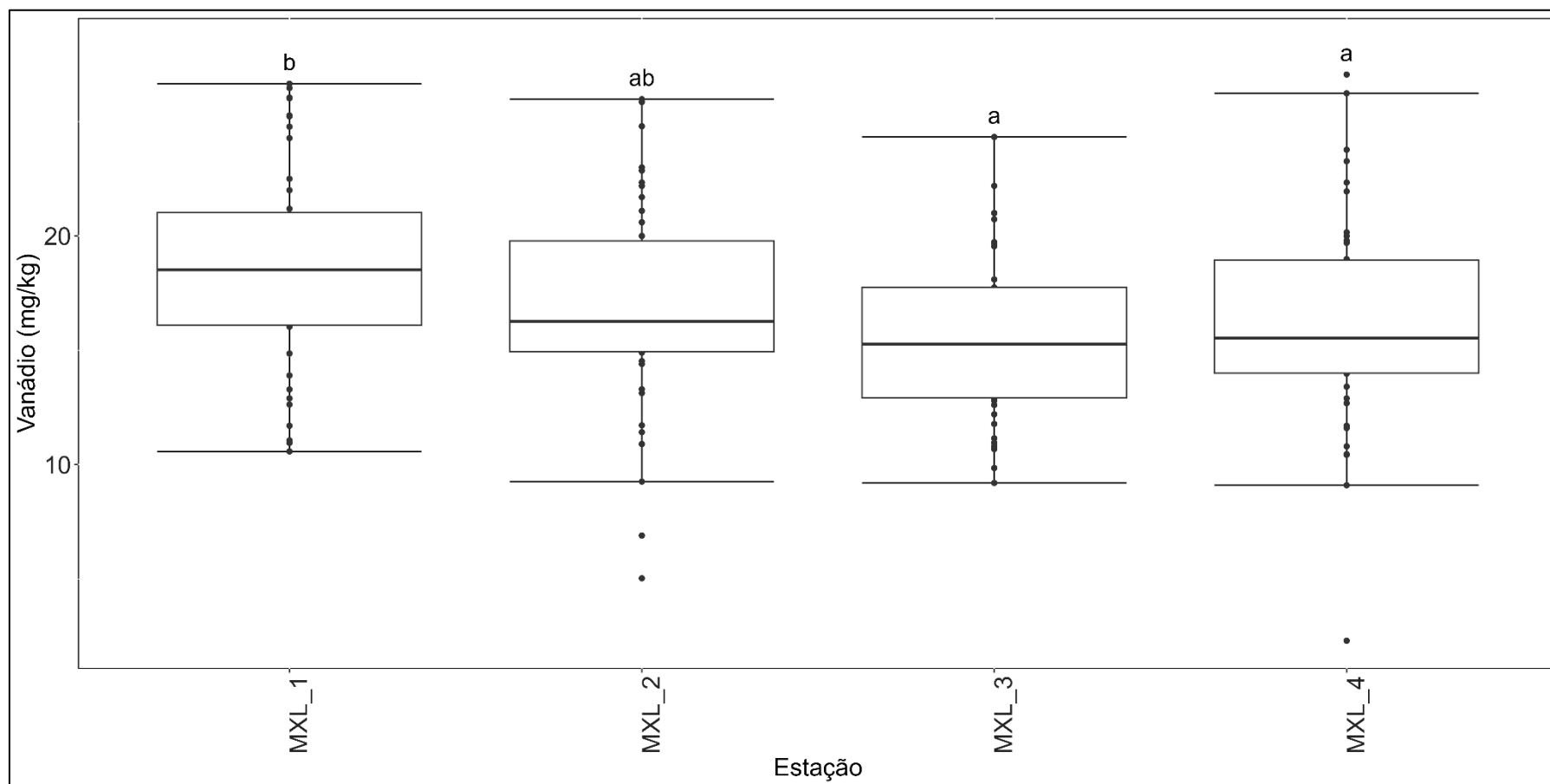


Figura VI-46 – Concentrações de vanádio (mg/kg) registradas nas estações de amostragem de sedimento da PMXL-1. Letras iguais denotam ausência de diferenças significativas (teste de Dunn, p -ajustado $> 0,05$).

VI.2.6.12 - Zinco (Zn)

As concentrações de zinco presentes no sedimento durante a atual campanha variaram entre 11,18 mg/kg na estação controle MXL_CTRL_3 e 35,25 mg/kg na estação MXL_4, com média geral de $19,07 \pm 7,83$ mg/kg (Tabela VI-15). Já o fator de enriquecimento estimado em relação a C4 indicou um enriquecimento pequeno de zinco para as estações MXL_1, MXL_2, MXL_3 e moderado para MXL_4 (Tabela VI-15).

Os resultados de zinco no presente monitoramento foram inferiores ao valor estabelecido pela Resolução CONAMA nº 454/2012 para zinco total em sedimentos Nível 1, de 150 mg/kg, bem como a diversos outros valores de referência instituídos por agências internacionais com base na toxicidade do Zn biodisponível e total, tais como as agências ambientais americana, canadense, australiana e da Flórida (Anexo XI-7), sendo improvável a ocorrência de efeitos deletérios a biota decorrentes das concentrações de zinco registradas na atual campanha.

O único fator de comparação relevante para explicar a distribuição de zinco durante a presente campanha foi o fator “Estação” (*PERMANOVA*, $p = 0,001$). Apesar das diferenças, destaca-se que os resultados obtidos ao redor da plataforma estiveram sempre representados na variabilidade observada para os resultados das estações controle (teste de *Dunn*, $p > 0,05$; Figura VI-47).

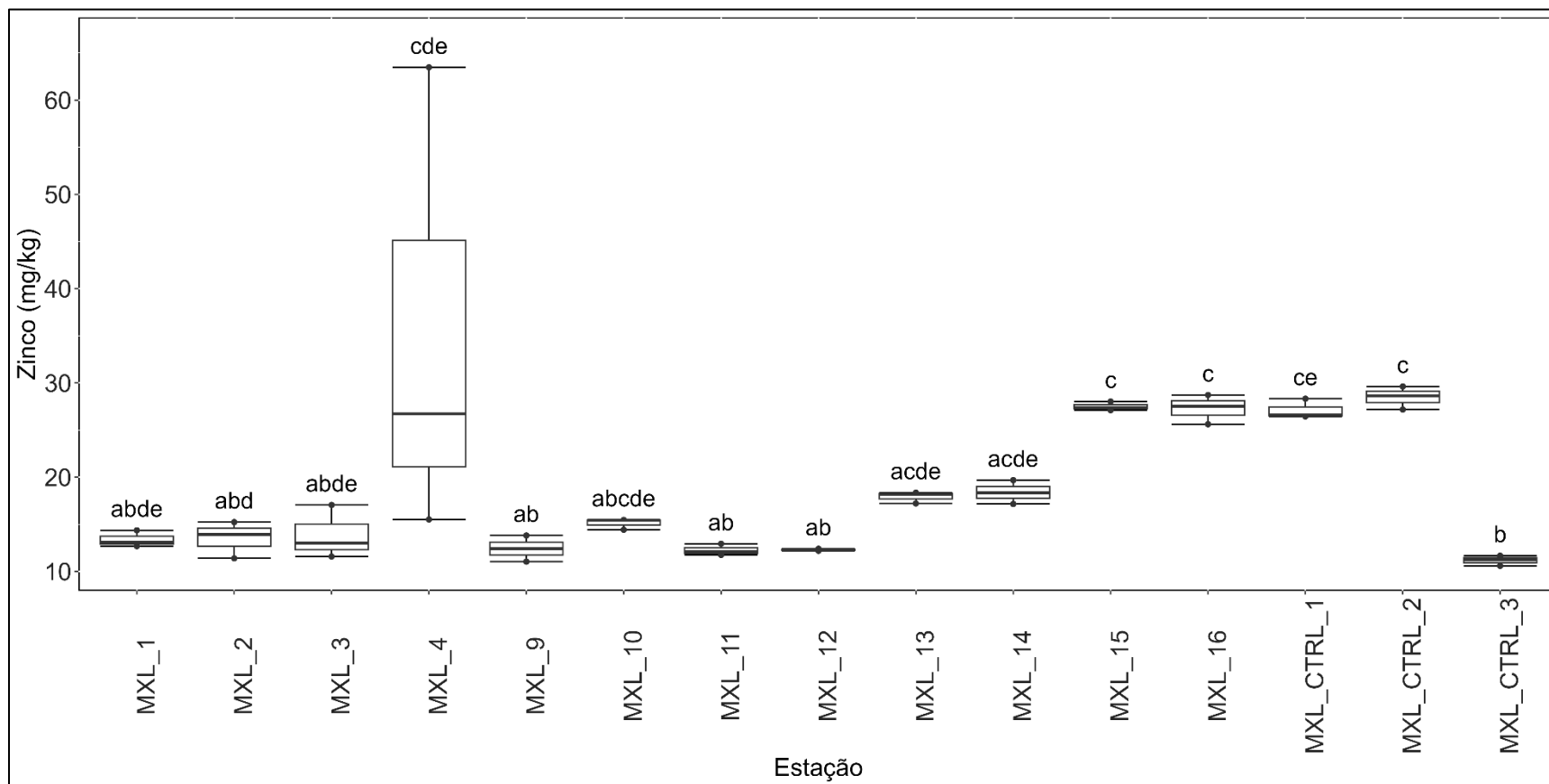


Figura VI-47 – Concentrações de zinco (mg/kg) registradas nas estações de amostragem de sedimento da campanha PMPR_MXL_C17. Letras iguais denotam ausência de diferenças significativas (teste de Dunn, $p > 0,05$).

Para o zinco, a maior parte das estações da atual campanha apresentou concentrações semelhantes ao valor máximo do zinco registrado no PCR-BS para os pontos E04 e E05, nos quais os resultados variaram entre 2,58 mg/kg e 12,61 mg/kg. No entanto, apesar de semelhantes, de modo geral os valores estiveram acima desse valor, principalmente os valores médios da estação MXL_4. Ao considerar os dados normalizados pelo alumínio, valores do PCR-BS variaram entre 0,00076 e 0,00472, com a diferença entre os resultados normalizados da atual campanha sendo minimizada para a maior parte das estações. A diferença permaneceu somente para as estações MXL_4, MXL_15, MXL_16, MXL_CTRL_1 e MXL_CTRL_2. O padrão observado se assemelha ao vanádio, e possivelmente também é explicado pelo tempo que este metal se encontra imobilizado no sedimento, podendo já ter se incorporado a matriz silicosa ou sempre ter feito parte dela, não sendo, assim, tão fortemente influenciado pela granulometria (ARAÚJO Jr. *et al.*, 2022). Da mesma forma, ao considerar que as diferenças também ocorreram em estações controle, fora da zona de influência da PMXL-1, não cabe atribuir os valores mais altos a atividades da plataforma ou sua estrutura física. De forma complementar, nas campanhas anteriores do projeto, considerando-se todas as estações amostradas, o zinco variou entre 2,46 e 57,67 mg/kg, com os valores da estação MXL_4 historicamente mais elevados.

Em relação ao histórico do projeto, os resultados da *PERMANOVA* aplicada indicam o fator “Campanha” como o único fator relevante para explicar a distribuição do zinco no sedimento ($p = 0,001$), observando-se, a grosso modo, valores mais baixos nas campanhas C5, C7, C11, C12, C14 e C16, e valores intermediários a mais elevados nas demais campanhas, com limites não tão claros entre os grupos, dado o escalonamento das diferenças entre as campanhas que compõe cada grupo e também entre os grupos descritos (teste de *Dunn*, p - ajustado $< 0,05$; Figura VI-48). De qualquer modo, as variações ocorrem de forma intercalada, sem apresentar tendências, sendo pouco característica de alterações relacionadas com a atividade e mais característica de flutuações naturais do ambiente.

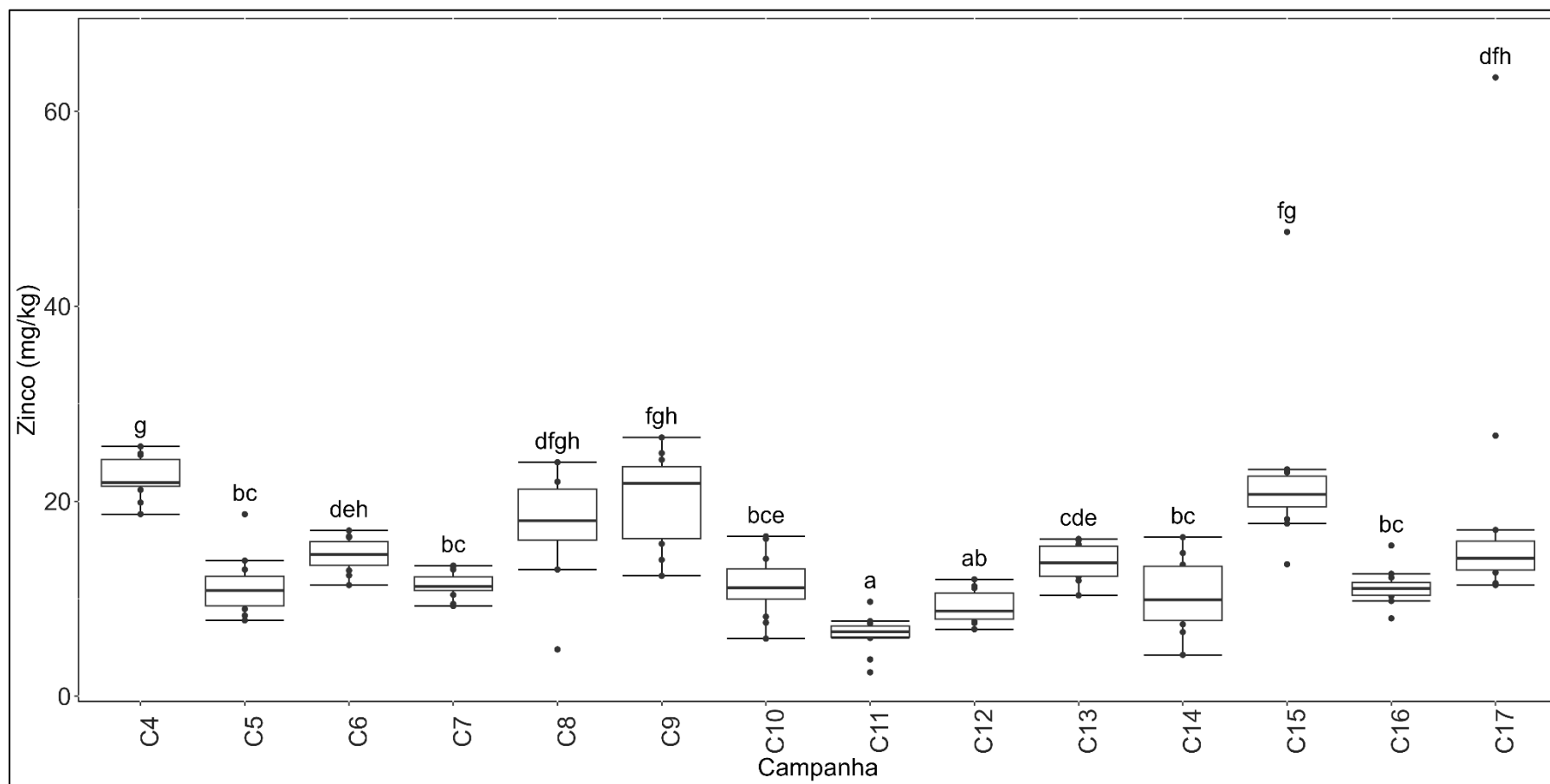


Figura VI-48 – Concentrações de zinco (mg/kg) registradas nas campanhas de monitoramento ambiental da PMXL-1. Letras iguais denotam ausência de diferenças significativas (teste de Dunn, p -ajustado $> 0,05$).

VI.2.6.13 - Mercúrio (Hg)

Na atual campanha, todas as amostras apresentaram valores abaixo do limite de detecção do método analítico (0,001 mg/kg) para mercúrio (Tabela VI-15). Estes resultados são inferiores ao valor estabelecido pela Resolução CONAMA nº 454/2012, de 0,3 mg/kg de Hg total em sedimentos nível 1, bem como a diversos outros valores de referência instituídos por agências internacionais com base na toxicidade de Hg total e biodisponível, tais como as agências ambientais americana, canadense, australiana e da Flórida (Anexo XI-7), indicando que são improváveis os efeitos deletérios a biota em decorrência das concentrações de Hg na área monitorada.

Da mesma forma, estes também foram menores que os valores obtidos no PCR-BS nas proximidades da PMXL-1, nos quais as concentrações variaram entre 0,0032 e 0,010 mg/kg, com valores normalizados pelo alumínio variando entre $4,49 \times 10^{-7}$ e $2,58 \times 10^{-6}$.

Em relação ao histórico do projeto, somente duas campanhas apresentaram amostras com resultados de mercúrio acima do limite de quantificação do método analítico: C9, com somente uma amostra com concentração equivalente a 0,12 mg/kg, e C10, com 22 amostras quantificando concentrações entre 0,04 e 0,18 mg/kg. Assim, dada a grande quantidade de resultados não quantificados, mesmo diante da manutenção da metodologia de coletas (manutenção da camada sedimentar amostrada), não foram aplicados testes estatísticos para avaliação de tendências temporais no comportamento do parâmetro.

VI.2.7 - Hidrocarbonetos

VI.2.7.1 - Hidrocarbonetos Policíclicos Aromáticos (HPA)

As amostras coletadas durante a atual campanha não apresentaram resultados maiores que o limite de detecção para nenhum dos HPA analisados ($< 0,3 \mu\text{g/kg}$). Estes resultados indicam que não há contaminação por HPA na área e também garantem atendimento tanto aos níveis estipulados pela Resolução CONAMA nº 454/2012, quanto a diversos outros valores de referência instituídos por agências internacionais com base na toxicidade dos HPA individuais, tais como as agências ambientais americana, canadense, australiana e da Flórida (Anexo XI-7), não havendo, portanto, riscos de distúrbios ou efeitos deletérios a biota decorrentes de concentrações de HPA no sedimento da área monitorada.

Para este parâmetro, somente a C4 apresentou amostras com concentrações acima do limite de quantificação, ainda assim, somente para os parâmetros naftaleno, acenafteno e fenantreno, com resultados variando entre menores que o limite de detecção ($0,0008 \text{ mg/kg}$) e $0,023 \text{ mg/kg}$ para naftaleno, $<0,0008 \text{ mg/kg}$ e $0,014 \text{ mg/kg}$ para acenafteno e $<0,0008 \text{ mg/kg}$ e $0,010 \text{ mg/kg}$ para fenantreno. De um total de 24 amostras obtidas durante C4, 16 apresentaram valores quantificados de naftaleno, 7 de acenaftileno e 2 de fenantreno. Dada grande quantidade de resultados não quantificados, mesmo diante da manutenção da metodologia de coletas (manutenção da camada sedimentar amostrada), não foram aplicados testes estatísticos para avaliação de tendências temporais no comportamento do parâmetro.

Adicionalmente, o PCR-BS verificou concentrações dos 16 HPA prioritários nas proximidades da PMXL-1 variando entre 11,58 e 63,61 $\mu\text{g/kg}$.

VI.2.7.2 - Hidrocarbonetos Resolvidos de Petróleo (HRP), Hidrocarbonetos Totais de Petróleo (HTP), n-Alcanos, Mistura Complexa Não Resolvida (MCNR), Pristano, Fitano

Na atual campanha, resultados estiveram abaixo do limite de detecção ou quantificação para HTP (45 e 150 $\mu\text{g/kg}$) e n-alcanos/pristano/fitano (3 e 10 $\mu\text{g/kg}$).

A Resolução CONAMA nº 454/2012 não estipula níveis de HRP, HTP, MCNR e n-alcanos para sedimentos e, dentre as legislações internacionais mapeadas, apenas a agência australiana apresenta valores de referência e apenas para HTP, tendo como guia padrão mínimo para que não haja efeitos adversos sobre a biota o valor de 280 mg/kg. Assim, estes resultados indicam que não há contaminação dos hidrocarbonetos avaliados na área e garantem que efeitos deletérios decorrentes de concentrações de HTP no sedimento da área da PMXL-1 são altamente improváveis.

Adicionalmente, o PCR-BS verificou, para sedimentos próximos a PMXL-1, concentrações de HTP variando entre 4.650 e 11.270 µg/kg, e de n-alcanos totais e alcanos totais variando entre 10 e 50 µg/kg, cada.

Em relação ao histórico do projeto, somente nas campanhas C4 e C5 houve quantificação de HTP, em concentrações entre 0,02 e 1,21 µg/kg. Assim, os valores baixos da campanha atual são condizentes com o da maior parte das campanhas. Dada grande quantidade de resultados não quantificados, mesmo diante da manutenção da metodologia de coletas, não foram aplicados testes estatísticos para avaliação de tendências temporais no comportamento do parâmetro

Já para HRP, os valores da atual campanha variaram entre 1,5 µg/kg, em estações no entorno da PMXL-1, e 31,5 µg/kg, na estação controle MXL_CTRL_3, com média geral de $13,3 \pm 9,1$ µg/kg (Tabela VI-16). Segundo os resultados da *PERMANOVA* aplicada, nenhum dos fatores avaliados foi relevante para explicar a distribuição de HRP presente no sedimento da área monitorada durante a atual campanha ($p > 0,05$).

Tabela VI-16 – Concentrações médias de hidrocarbonetos resolvidos de petróleo ($\mu\text{g/kg}$) em diferentes estações amostrais da campanha PMPR_MXL_C17. Em negrito, constam os valores extremos observados na distribuição dos resultados, com o valor máximo destacado em preto e o mínimo, em azul.

Estação	Hidrocarbonetos resolvidos de petróleo ($\mu\text{g/kg}$)	
	Média	DP
MXL_1	13,4	20,7
MXL_2	1,5	0,0
MXL_3	15,7	24,5
MXL_4	1,5	0,0
MXL_9	22,1	35,6
MXL_10	1,5	0,0
MXL_11	13,3	20,4
MXL_12	12,7	19,5
MXL_13	1,5	0,0
MXL_14	14,5	22,5
MXL_15	15,9	25,0
MXL_16	15,6	24,4
MXL_CTRL_1	26,6	21,7
MXL_CTRL_2	12,9	19,7
MXL_CTRL_3	31,5	26,3

Por fim, as concentrações de MCNR da atual campanha variaram entre 1,5 $\mu\text{g/kg}$ em estações no entorno da PMXL-1 e 33,7 $\mu\text{g/kg}$ na estação controle MXL_CTRL_3, com média geral de $12,9 \pm 9,6$ $\mu\text{g/kg}$ (Tabela VI-17), seguindo o mesmo padrão de distribuição entre as estações verificado para HRP de modo que, segundo os resultados da *PERMANOVA* aplicada, também não houve relevância de nenhum dos fatores avaliados para explicar a distribuição de MCNR presente no sedimento da área monitorada durante a atual campanha ($p > 0,05$).

Tabela VI-17 – Concentrações médias de mistura complexa não resolvida ($\mu\text{g/kg}$) em diferentes estações amostrais da campanha PMPR_MXL_C17. Em **negrito**, constam os valores extremos observados na distribuição dos resultados, com o valor máximo destacado em preto e o mínimo, em azul.

Estação	Mistura complexa não resolvida ($\mu\text{g/kg}$)	
	Média	DP
MXL_1	10,2	15,1
MXL_2	1,5	0,0
MXL_3	14,1	21,8
MXL_4	1,5	0,0
MXL_9	24,4	39,7
MXL_10	1,5	0,0
MXL_11	14,1	21,8
MXL_12	13,0	20,0
MXL_13	1,5	0,0
MXL_14	11,6	17,5
MXL_15	12,3	18,6
MXL_16	12,4	18,9
MXL_CTRL_1	26,7	29,0
MXL_CTRL_2	14,4	22,4
MXL_CTRL_3	33,7	29,2

O PCR-BS verificou, para sedimentos próximos a PMXL-1, concentrações de HRP variando entre 1.130 $\mu\text{g/kg}$ e 2.330 $\mu\text{g/kg}$ e concentrações de MCNR variando entre 3.520 e 9.110 $\mu\text{g/kg}$.

Em relação ao histórico do projeto, MCNR e HRP foram quantificados pela primeira vez durante a presente campanha, de modo que não foram aplicados testes estatísticos para avaliação de tendências temporais no comportamento dos parâmetros. Além disso, cabe destacar que nenhuma legislação, dentre as consultadas, estabelece valores de referência para HRP e MCNR no sedimento marinho.

Os resultados referentes à razão MCNR/HRP são apresentados na Tabela VI-18. Dentre as estações avaliadas, os resultados variaram entre 0,91 e 1,06, sem distinção entre os valores observados no entorno da plataforma e nas estações controle. Uma vez que componentes de hidrocarbonetos que podem ser mais facilmente resolvidos não foram perdidos ou removidos durante o processo de intemperismo ou refino (HU *et al.*, 2018; WANG *et al.*, 2018), estes resultados sugerem uma entrada recente de hidrocarbonetos ocorrendo na área amostrada como um todo e, portanto, relacionados a processos que ultrapassam a área de influência da atividade da plataforma.

Tabela VI-18 – Concentrações médias de mistura complexa não resolvida ($\mu\text{g/kg}$) e hidrocarbonetos resolvidos de petróleo ($\mu\text{g/kg}$), razão MCNR/HRP em diferentes estações amostrais da campanha PMPR_MXL_C17. Em **negrito**, constam os valores extremos observados na distribuição dos resultados, com o valor máximo destacado em preto e o mínimo, em azul.

Estação	MCNR/HRP
MXL_1	0,91
MXL_2	1,00
MXL_3	0,96
MXL_4	1,00
MXL_9	1,04
MXL_10	1,00
MXL_11	1,02
MXL_12	1,01
MXL_13	1,00
MXL_14	0,93
MXL_15	0,92
MXL_16	0,93
MXL_CTRL_1	1,00
MXL_CTRL_2	1,04
MXL_CTRL_3	1,06
Mín	0,91
Máx	1,06
Média	0,99
DP	0,05

VI.3 - MACROFAUNA BENTÔNICA

VI.3.1 - Avaliação do Esforço Amostral

Para a análise do esforço amostral aplicado ao longo do monitoramento, ao comparar os dados observados e esperados referentes ao acúmulo de táxons, nota-se que as primeiras campanhas consideradas na análise (C7 e C8) se aproximaram da curva estimada através de *Jackknife1*, com um aumento da distância entre as curvas ao longo das campanhas subsequentes (Figura VI-49). Nas duas campanhas supracitadas, que contabilizaram um total de 48 amostras, observa-se maior taxa de crescimento no número de táxons, que alcançou aproximadamente metade do total atual. O padrão logarítmico da curva de dados observados, apesar de não refletir exatamente as grandezas da curva estimada, apresenta uma estabilização que sugere que, mesmo que haja um aumento do esforço amostral, não é esperado um aumento expressivo no número de táxons observados na área.

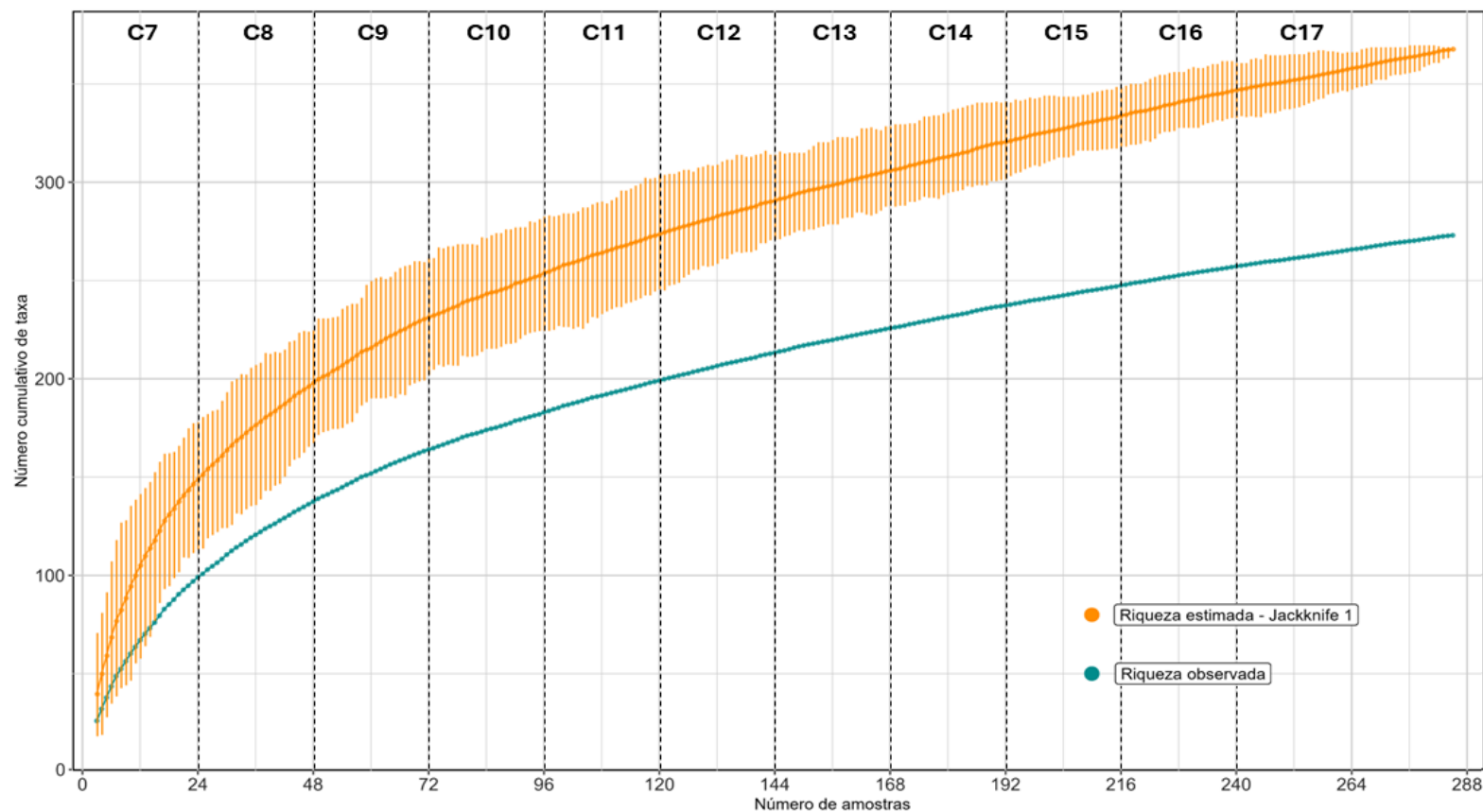


Figura VI-49 – Número cumulativo de táxons por amostras ao longo das campanhas de monitoramento ambiental realizadas durante a fase de operação da PMXL-1. As barras laranjas verticais representam o desvio padrão da riqueza estimada.

VI.3.2 - Análise Qualitativa

Durante a campanha, foi registrado um total de 103 táxons referentes à macrofauna bentônica. Os resultados das análises biológicas constam nos laudos analíticos presentes no Anexo XI-12 e a lista de todos os grupos taxonômicos encontra-se no Anexo XI-13.

Os táxons da presente campanha, estiveram distribuídos em 9 filos: Annelida (61 táxons), Crustacea (23 táxons), Mollusca (10 táxons), Echinodermata (3 táxons), Cnidaria (2 táxons), Chordata (1 táxon), Nemertea (1 táxon), Platyhelminthes (1 táxon) e Porifera (1 táxon). Em termos gerais, portanto, Annelida apresentou a maior contribuição para riqueza de táxons (59%), seguido de Crustacea (23%) e Mollusca (10%). Os demais grupos apresentaram contribuições variando entre 1% e 3%.

Também é possível observar o mesmo padrão na composição de táxons por amostras individuais, onde o filo Annelida apresentou maior contribuição em todas as estações de amostragem, além da maior riqueza taxonômica relativa, variando entre 66 e 79% nas estações MXL_CTRL_3 e MXL_14, respectivamente. Dentre os Annelida, Polychaeta foi a classe responsável por esse maior número de táxons, evidenciando sua maior importância tanto em termos de diversidade como para a estrutura da comunidade macrobentônica da área monitorada. Já Crustacea foi o segundo grupo em riqueza de táxons, apresentando contribuições que variaram entre 12% (estação MXL_14) e 23% (estação MXL_11), representada em sua maioria por crustáceos da superordem Peracarida, que compreendem as ordens Amphipoda, Isopoda, Cumacea e Tanaidacea (Figura VI-50). Mollusca foi o terceiro filo em riqueza taxonômica, variando entre 2% (estações MXL_1, MXL_4, MXL_12 e MCL_CTRL_1) e 6% (estação MXL_CTRL_3), sendo representado principalmente pela Classe Bivalvia. Poliquetas e crustáceos peracáridos, foram os únicos grupos que ocorreram em todas as estações de amostragem. A ocorrência dos demais filos foi coerente com suas menores contribuições relativas em número de táxons.

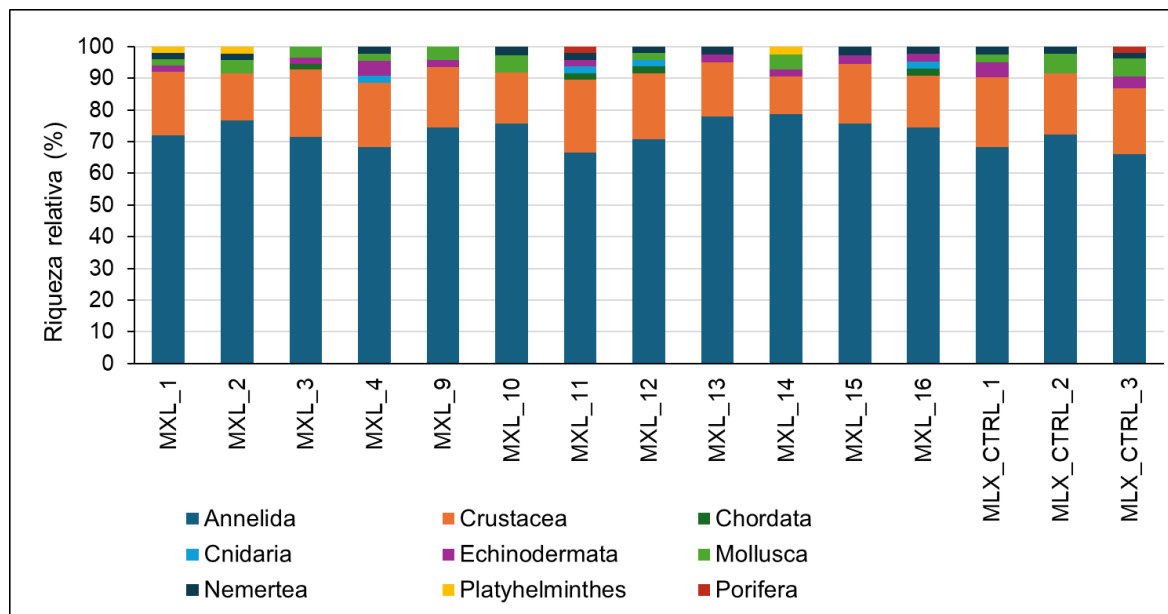


Figura VI-50 – Riqueza relativa da macrofauna bentônica, por filo e estação amostral, obtidos da campanha PMPR_MXL_C17.

A composição faunística da macrofauna bentônica observada no presente estudo é semelhante aos registros realizados pelo PCR-BS. De modo geral, os anelídeos foram responsáveis pela maior contribuição, em termos de riqueza, dentre os grupos observados (LAVRADO; DALTO; MOURA, 2022). Segundo estes autores, uma maior ocorrência de anelídeos, principalmente poliquetas, pode estar relacionada a uma maior diversidade de formas e hábitos de vida. De acordo com Paiva (2006), esta diversidade está relacionada às diferentes formas de captura de alimento, que abrangem hábitos depositívoros (muito abundantes em sedimentos lamosos de áreas da plataforma continental), suspensívoros (que vivem em tubos ou enterrados no sedimento), carnívoros e herbívoros, que são menos abundantes que as anteriores.

Da mesma forma que na campanha atual, todas as campanhas anteriores consideradas nos comparativos históricos registraram maior riqueza taxonômica de anelídeos, que variaram entre 59 e 79,7% da riqueza taxonômica da região, em detrimento dos crustáceos e moluscos, com contribuições entre 11,9 e 31,4% e entre 0,8 e 11,4%, respectivamente.

Em relação à frequência de ocorrência, 23 táxons foram esporádicos, 39 pouco frequentes, 10 frequentes e 31 foram muito frequentes (Anexo XI-12). Dentre os táxons muito frequentes, os que ocorreram em todas as estações foram poliquetas

não identificados das famílias Lumbrineridae, Onuphidae, Hesionidae, Syllidae, Cirratulidae e Capitellidae e as espécies *Sthenelais* spp., *Exogone* spp., *Magelona* spp. e *Prionospio* spp. Adicionalmente, artrópodes da ordem Decapoda também foram observados em todas as estações.

VI.3.2.1 - Análise de SIMPER

A dissimilaridade média geral da abundância de táxons entre as estações da atual campanha foi de 62,17%, indicando a heterogeneidade da área em relação a contribuições taxonômicas. Táxons do filo Annelida foram os responsáveis pela maior parte da dissimilaridade entre as estações, constituindo quase 51,53% da contribuição cumulativa com apenas 8 táxons pertencentes à classe Polychaeta (SIMPER; Anexo X 14). Dentre estes, os táxons *Prionospio* spp., seguido por Spionidae spp. e Syllidae spp., foram os três principais responsáveis pelas diferenças observadas entre as estações, contribuindo com 13,33%, 12,57% e 7,40% da dissimilaridade total. De modo geral, nota-se maior contribuição desses táxons nas estações MXL_11, MXL_12, MXL_13, MXL_14 e MXL_16. Entretanto, a contribuição desses táxons também foi bem expressiva nas demais estações, sendo naturais as variações observadas entre os pontos amostrais e coerentes com a distribuição do bentos, que ocorre em forma de manchas.

Já a dissimilaridade média geral da abundância de táxons entre as campanhas foi de 70,2%, novamente indicando heterogeneidade da área ao longo do monitoramento, em níveis bastante coerentes com os resultados da atual campanha (Anexo XI-10). Os táxons Syllidae spp. e Spionidae spp. foram os que mais contribuíram para a dissimilaridade, com 11,54% e 9,74%, respectivamente. Adicionalmente, poliquetas Paraonidae spp. contribuíram com 5,02% da dissimilaridade entre as amostras obtidas, e os demais grupos contribuíram com menos de 4% da dissimilaridade, cada, sendo que a grande maioria dos taxa (93%) contribuiu com menos de 1% para as dissimilaridades. Já *Prionospio* spp., que foi o táxon mais relevante da atual campanha, não apresentou contribuições expressivas ao longo de todo o projeto. Esta variabilidade entre campanhas fez com que este táxon fosse o sexto mais relevante em contribuição para explicar as dissimilaridades na comparação histórica. A contribuição das famílias Spionidae,

Syllidae e Paraonidae para diferenciar as campanhas foi mais relevante. A contribuição destacada *Prionospio* spp. pode estar mais relacionada ao refinamento taxonômico entre os diferentes laboratórios que participaram do projeto do que do ponto de vista ecológico ou com a atividade da PMXL-1.

Considerando os 11 táxons mais relevantes para a análise, que acumularam 50% da dissimilaridade campanhas, foi possível identificar a formação de grupos de padrão semelhante associados a variabilidade das identificações executadas pelos diferentes laboratórios atuantes ao longo das campanhas e, portanto, a própria subjetividade do método de identificação e das diferenças em grau de refinamento taxonômico, sendo eles: i) campanhas C7 e C8; ii) campanhas C9 a C13 e C17, e; iii) campanhas C14, C15 e C16. Ressalta-se que, pontualmente, alguns táxons ocorreram de forma isolada com maior densidade em algumas campanhas e contribuíram para a dissimilaridade entre elas, como os poliquetos *Prionospio* spp. (C17), conforme discutido anteriormente, além das famílias Pilargidae (C15), Hesionidae (C15 e C16), Glyceridae (C15), Goniadidae (C16), e do Bivalvia *Abra lioica* (C15).

VI.3.3 - Análise Quantitativa

Na Tabela VI-19, estão apresentados os indicadores ecológicos: riqueza (nº de táxons), densidade (ind/m²), diversidade (nats/ind) e equitabilidade para a macrofauna bentônica registrados durante a campanha PMPR_MXL_C17. No Anexo XI-11, encontram-se os valores mínimos e máximos para os índices ecológicos estimados ao longo do monitoramento na área da plataforma PMXL-1.

Tabela VI-19 – Resultados de riqueza (nº de táxons), densidade (ind/m²), diversidade (nats/ind) e equitabilidade estimados no âmbito da campanha PMPR_MXL_C17. Em negrito, constam os valores extremos observados na distribuição dos resultados, com o valor máximo destacado em preto e o mínimo em azul.

Estações	Riqueza (nº de táxons)			Densidade (ind/m ²)			Diversidade (nats/ind)			Equitabilidade		
	Média		DP	Média		DP	Média		DP	Média		DP
MXL_1	29	±	2	3175	±	399	2,88	±	0,03	0,86	±	0,01
MXL_2	28	±	5	3358	±	1978	2,77	±	0,27	0,84	±	0,06
MXL_3	30	±	3	3008	±	496	2,92	±	0,12	0,86	±	0,03
MXL_4	22	±	8	1492	±	1050	2,79	±	0,2	0,91	±	0,04
MXL_9	32	±	2	2708	±	757	3,02	±	0,11	0,88	±	0,02
MXL_10	23	±	3	2350	±	43	2,64	±	0,12	0,85	±	0,01
MXL_11	29	±	4	4092	±	1290	2,83	±	0,23	0,84	±	0,03
MXL_12	28	±	1	4008	±	1758	2,69	±	0,23	0,81	±	0,07
MXL_13	26	±	5	4083	±	317	2,44	±	0,32	0,75	±	0,06
MXL_14	20	±	5	3608	±	1449	2,11	±	0,39	0,70	±	0,09
MXL_15	24	±	3	2450	±	879	2,57	±	0,15	0,81	±	0,06
MXL_16	29	±	6	5100	±	3432	2,68	±	0,32	0,80	±	0,06
MXL_CTRL_1	23	±	4	2675	±	1421	2,46	±	0,14	0,79	±	0,08
MXL_CTRL_2	25	±	4	1708	±	277	2,96	±	0,15	0,92	±	0,01
MXL_CTRL_3	32	±	2	2633	±	204	3,17	±	0,12	0,92	±	0,02
Média	27			2.411			2,73			0,84		
DP	4			747			0,27			0,06		

VI.3.3.1 - Riqueza (n° de táxons)

Considerando a riqueza total por estação (Tabela VI-19), foi obtida uma média geral de 27 ± 4 táxons. Apesar da baixa variação, foi observada diferença significativa entre os resultados, sendo que o único fator espacial relevante para explicar a variância dos dados foi o fator “Estação” (*PERMANOVA*, $p = 0,04$), com diferenças significativas sendo observadas para maior parte das estações amostrais, mas sem que ocorresse variações nas estações da área de influência da PMXL-1 distintas da variabilidade observada nas estações controle (teste de Dunn, $p > 0,05$; Figura VI-51).

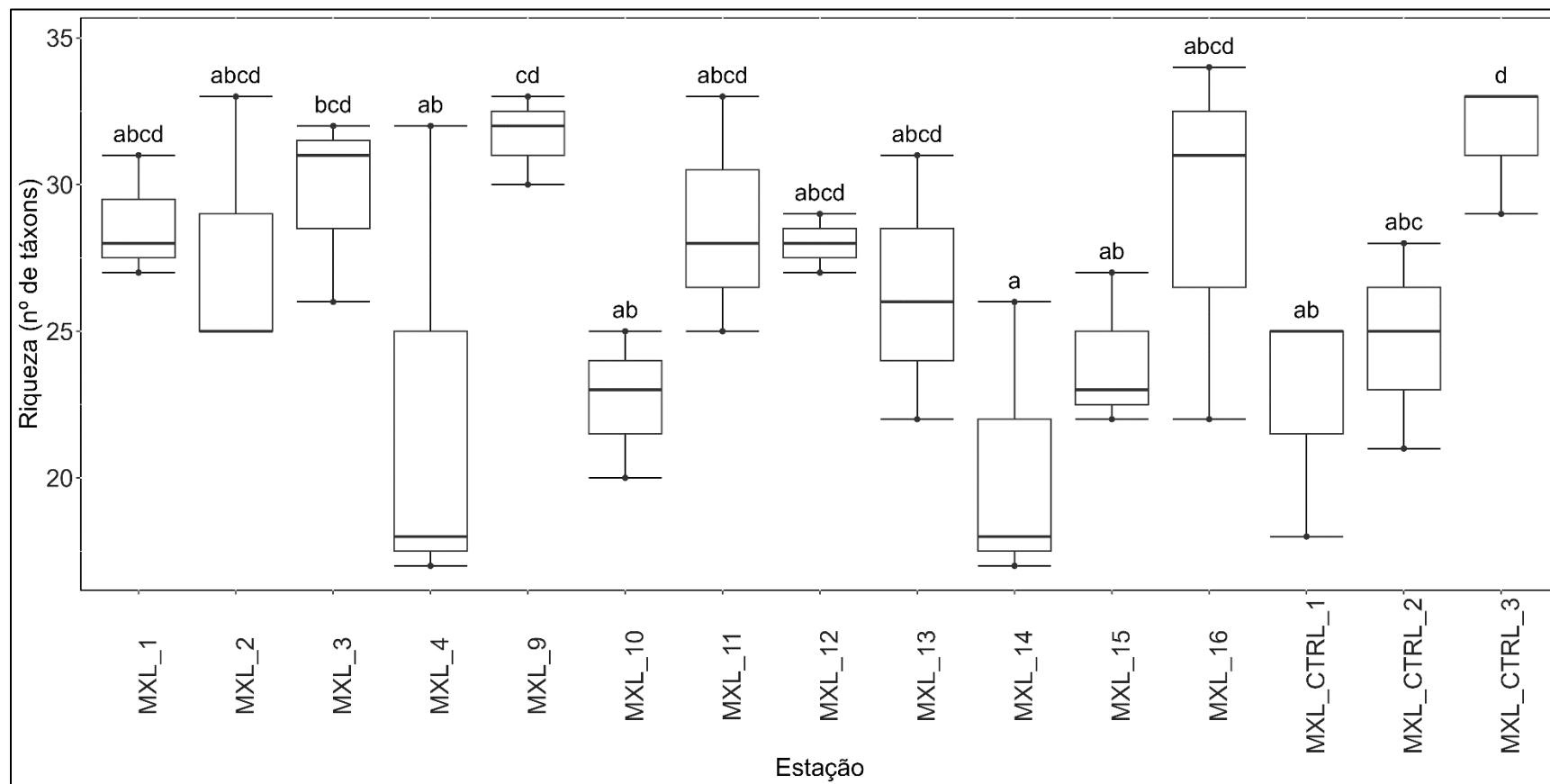


Figura VI-51 – Valores de riqueza (nº de táxons) registrados nas estações de amostragem da campanha PMPR_MXL_C17. Letras iguais denotam ausência de diferenças significativas (teste de Dunn, $p > 0,05$).

Em relação ao histórico de dados de riqueza registrados pelo monitoramento da área, os resultados das *ANOVA One-Way* aplicadas indicam apenas o fator “Campanha” como fator relevante para explicar a variância da distribuição do número de táxons (p -ajustado $< 0,05$), sendo observada a formação de três grupos bem delineados e distintos entre si (*Tukey HSD*, $p < 0,001$; Figura VI-52). Tal distinção se relaciona com as diferentes tendências analíticas dos quatro laboratórios prestadores de serviço ao longo das campanhas avaliadas, que provavelmente não foi apontada como relevante pela análise em virtude da covariação entre os fatores, sendo, no entanto, confirmada a partir de uma nova análise de variância excluindo o fator campanha e que indicou a significância estatística do fator laboratório (*ANOVA One-Way*, p -ajustado $< 0,05$), e cujo os resultados *a posteriori* acarretaram a formação de grupos conforme as tendências analíticas dos laboratórios (*Tukey HSD*, $p < 0,001$; Figura VI-53).

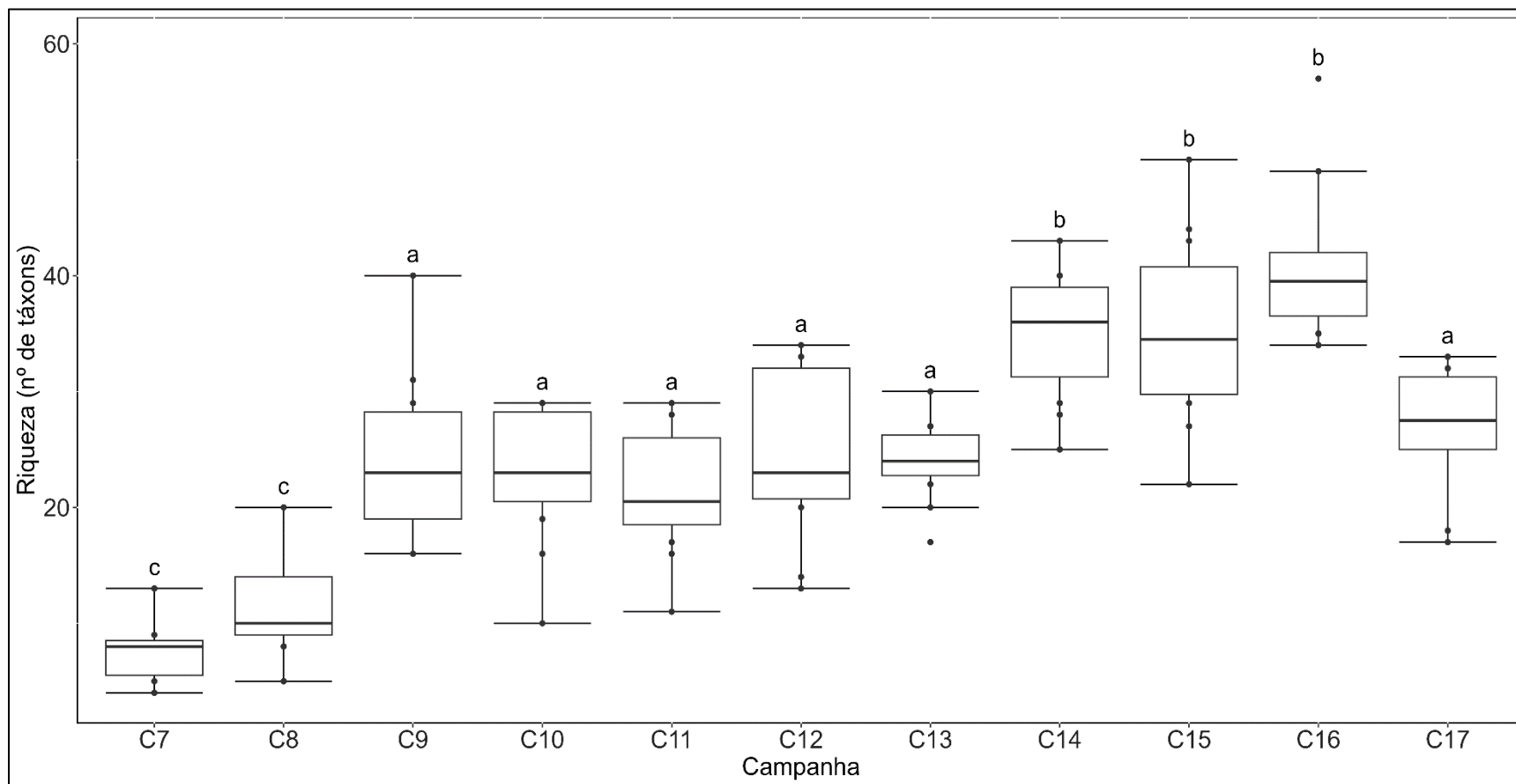


Figura VI-52 – Valores de riqueza (nº de táxons) registrados ao longo das campanhas de monitoramento ambiental da PMXL-1, na Bacia de Santos. Letras iguais denotam ausência de diferenças significativas (Tukey HSD, $p > 0,05$).

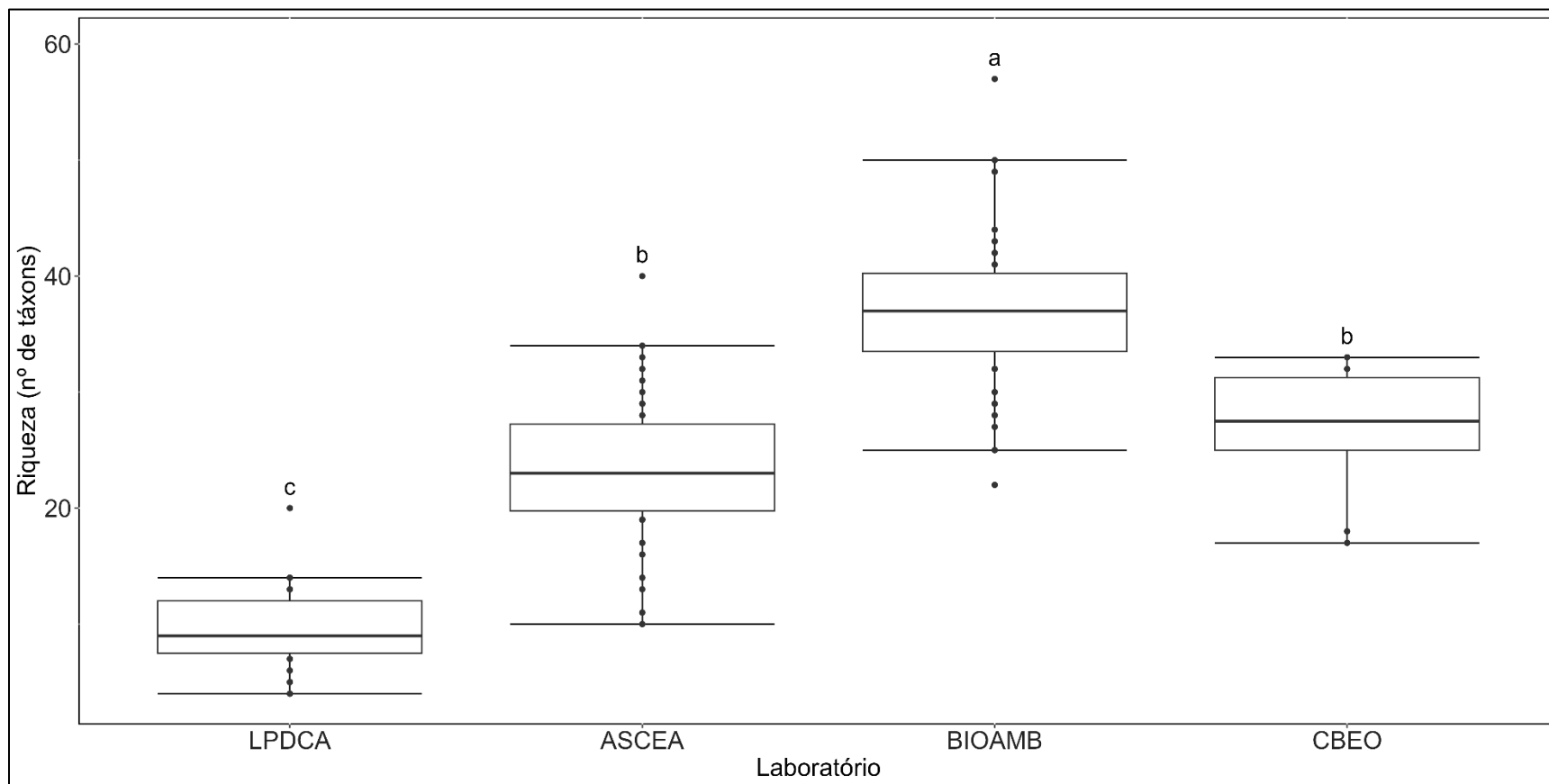


Figura VI-53 – Valores de riqueza (nº de táxons) registrados pelos laboratórios ao longo das campanhas de monitoramento ambiental da PMXL-1. Letras iguais denotam ausência de diferenças significativas (Tukey HSD, $p > 0,05$). LPDCA = Lógica Pesquisa, Desenvolvimento e Consultoria Ambiental S/S.; ASCEA = Astromar Serviços de Consultoria Empresarial e Ambiental Ltda; BIOAMB = Bioconsult Ambiental; CBEO = Centro de Biologia Experimental Oceanus.

A riqueza taxonômica durante o PCR-BS para área próxima a PMXL-1 variou entre 22 e 63 táxons. Estes valores mais elevados podem estar relacionados com a heterogeneidade espacial no sedimento da área da plataforma média-externa da Bacia de Santos (LAVRADO; DALTO; MOURA; 2022), ou ainda com o maior refinamento taxonômico do PCR-BS, que obteve um número de famílias, principalmente para o subfilo Crustacea e o filo Mollusca, através da participação de especialistas nestes grupos faunísticos. Já nas campanhas anteriores do projeto, considerando-se todas as estações amostradas, foram observados valores de riqueza que variaram entre 3 e 57 táxons, sendo que os valores mais altos, em geral, foram obtidos a partir da C14. Contudo, diferentes graus de refinamento taxonômicos também ocorreram ao longo do projeto.

A razão crustáceos/poliquetas é frequentemente utilizada como uma forma direta e rápida de avaliar as possíveis mudanças em um ecossistema, uma vez que crustáceos são organismos mais sensíveis que poliquetas e tendem a ser menos abundantes em sistemas contaminados (PIRES-VANIN; MUNIZ; DE LÉO, 2011; STARK, 1998). Por outro lado, poliquetas, que são considerados ótimos bioindicadores, compreendem um grupo mais oportunista e resiliente, comumente apresentando maior abundância em ambientes mais perturbados (STARK; KIM; OLIVER, 2014). A média geral da razão entre as riquezas de crustáceos e poliquetas na presente campanha foi de $0,25 \pm 0,08$ (Tabela VI-20), com valores indicativos de um ambiente sem perturbações ambientais em todas as estações avaliadas, incluindo área de influência da atividade e estações controle.

Tabela VI-20 – Riqueza (número de táxons) pertencente às classes Malacostraca (crustáceo) e Polychaeta (poliqueta) e razão entre a riqueza de crustáceos e poliquetas obtidos da campanha PMPR_MXL_C17. Em **negrito**, constam os valores extremos observados na distribuição dos resultados, com o valor máximo destacado em preto e o mínimo, em azul.

Estações	Média		DP
MXL_1	0,27	±	0,02
MXL_2	0,22	±	0,07
MXL_3	0,29	±	0,06
MXL_4	0,28	±	0,05
MXL_9	0,27	±	0,12
MXL_10	0,21	±	0,09
MXL_11	0,30	±	0,12
MXL_12	0,29	±	0,09
MXL_13	0,18	±	0,02
MXL_14	0,15	±	0,08
MXL_15	0,19	±	0,10
MXL_16	0,29	±	0,12
MXL_CTRL_1	0,21	±	0,11
MXL_CTRL_2	0,25	±	0,10
MXL_CTRL_3	0,33	±	0,09

Ao comparar os valores obtidos durante as sucessivas campanhas de monitoramento da área, nota-se um padrão recorrente com maior riqueza de poliquetas ao longo do projeto (razões variando de 0,11 a 0,89), indicando ausência de perturbações na estrutura da comunidade no decorrer da operação da PMXL-1 (Anexo XI-11).

VI.3.3.2 - Densidade (ind/m²)

A densidade média de organismos na presente campanha foi de 3.097 ± 970 ind/m². Os valores variaram entre 1.492 ± 1.050 e 5.100 ± 3.432 ind/m² (Tabela VI-19). Segundo os resultados da *PERMANOVA* aplicada, nenhum dos fatores espaciais avaliados contribuiu de forma relevante para explicar a distribuição da densidade da macrofauna amostrada na área monitorada na presente campanha.

Dentre os filos identificados, Annelida foi mais representativo, compondo 87% da densidade relativa total, além de ser o grupo mais representativo em todas as amostras. O subfilo Crustacea foi o segundo mais representativo, contribuindo com

10%, enquanto os demais filos contribuíram com, no máximo, 1% da abundância relativa. A estação que apresentou maior contribuição de anelídeos foi a MXL_14 (97%), enquanto a estação MXL_CTRL_3 apresentou a menor (76%).

Assim como a riqueza, não houve grande variação na distribuição dos grupos, por densidade, ao longo das estações (Figura VI-54). No entanto, observou-se que o filo Annelida apresentou as maiores densidades nas estações a 200 m da PMXL- 1 (MXL_13, MXL_14, MXL_15 e MXL_16), assim como na estação MXL_CTRL_1. Por outro lado, Crustacea apresentou as maiores contribuições nas estações MXL_4, MXL_CTRL_2 e MXL_CTRL_3.

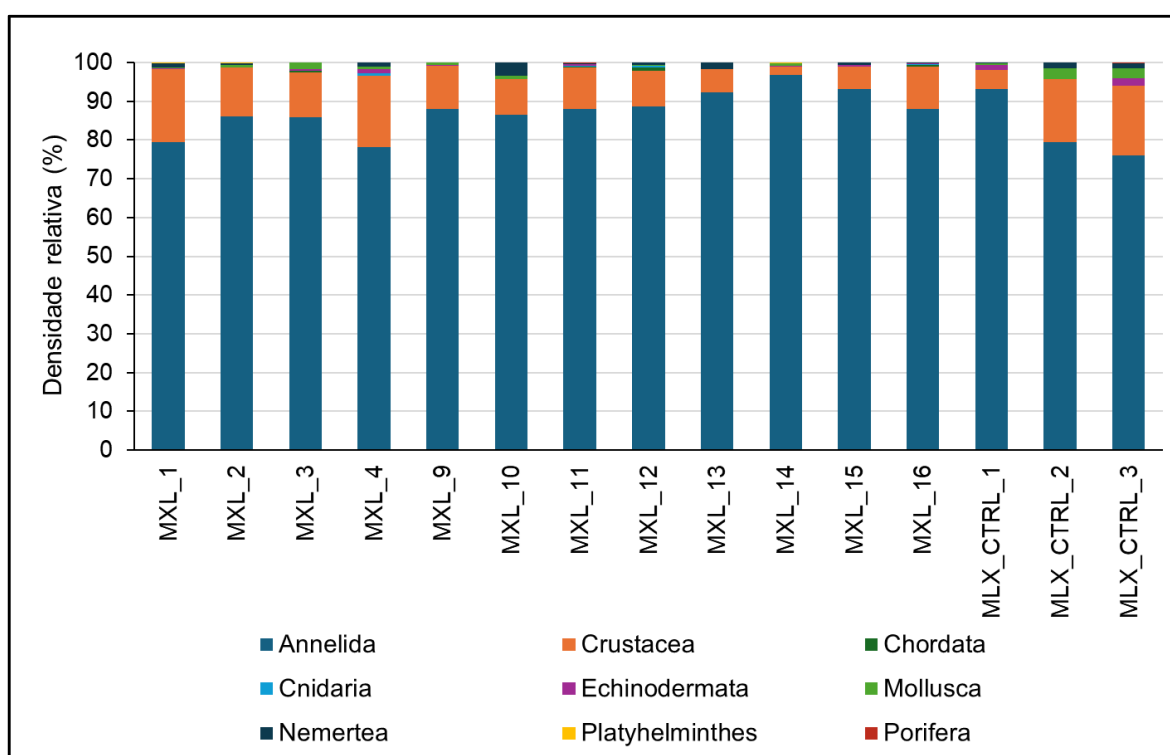


Figura VI-54 – Densidade relativa da macrofauna bentônica, por filo e estação amostral, obtidas da campanha PMPR_MXL_C17.

Ao considerar o histórico de densidade de organismos desta comunidade ao longo do monitoramento, os resultados da *PERMANOVA* aplicada indicaram os fatores “Estação” ($p = 0,020$) e “Campanha” ($p = 0,001$) como relevantes para a distribuição da densidade da macrofauna bentônica, observando-se, novamente, distinções entre as campanhas em função dos diferentes laboratórios atuantes nas análises taxonômicas (Teste de *Dunn*, p -ajustado $< 0,05$; Figura VI-55). Já o teste

a *posteriori* para o fator estação não foi capaz de resolver as diferenças estatísticas entre os diferentes pontos amostrais (Teste de *Dunn*, p-ajustado > 0,05).

Na presente campanha, Annelida foi o filo com mais abundante ao longo das estações amostradas, com densidades médias que variaram entre 1.167 e 4.483 ind/m². Lavrado, Dalto e Moura (2022), de modo proporcional, observaram durante o PCR-BS um padrão semelhante, no qual as maiores densidades estiveram associadas ao filo Annelida (cerca de 60%) variando entre 1.125 e 5.075 ind/m² nas áreas mais próximas à PMXL-1. Por outro lado, durante a campanha C17, Crustacea e Mollusca ocorreram em densidades muito mais baixas do que aquelas observadas durante o PCR-BS, onde variaram de 75 a 1.575 ind/m² e de 75 a 725 ind/m², respectivamente. O mesmo padrão foi observado nos dados das campanhas anteriores do projeto, considerando-se todas as estações amostradas, onde Annelida também foi o filo mais abundantes, com densidades que variaram entre 75 e 10.975 ind/m², seguido por Crustacea, com densidades entre 25 e 2040 ind/m², e Mollusca, com 25 a 2340 ind/m².

Quanto à dominância, 75 táxons foram considerados raros, 23 pouco abundantes, 5 abundantes e nenhum foi considerado dominante. O fato de a maior parte ser considerada rara pode ser um reflexo da grande variabilidade taxonômica de organismos registrada na atual campanha. Os táxons considerados abundantes foram poliquetas não identificados das famílias Syllidae, Capitellidae, Hesionidae e Spionidae, além de *Prionospio* spp. (família Spionidae). Segundo Lavrado, Dalto e Moura (2022), as famílias Spionidae e Syllidae também estiveram entre os táxons mais abundantes da plataforma continental da Bacia de Santos durante o PCR-BS.

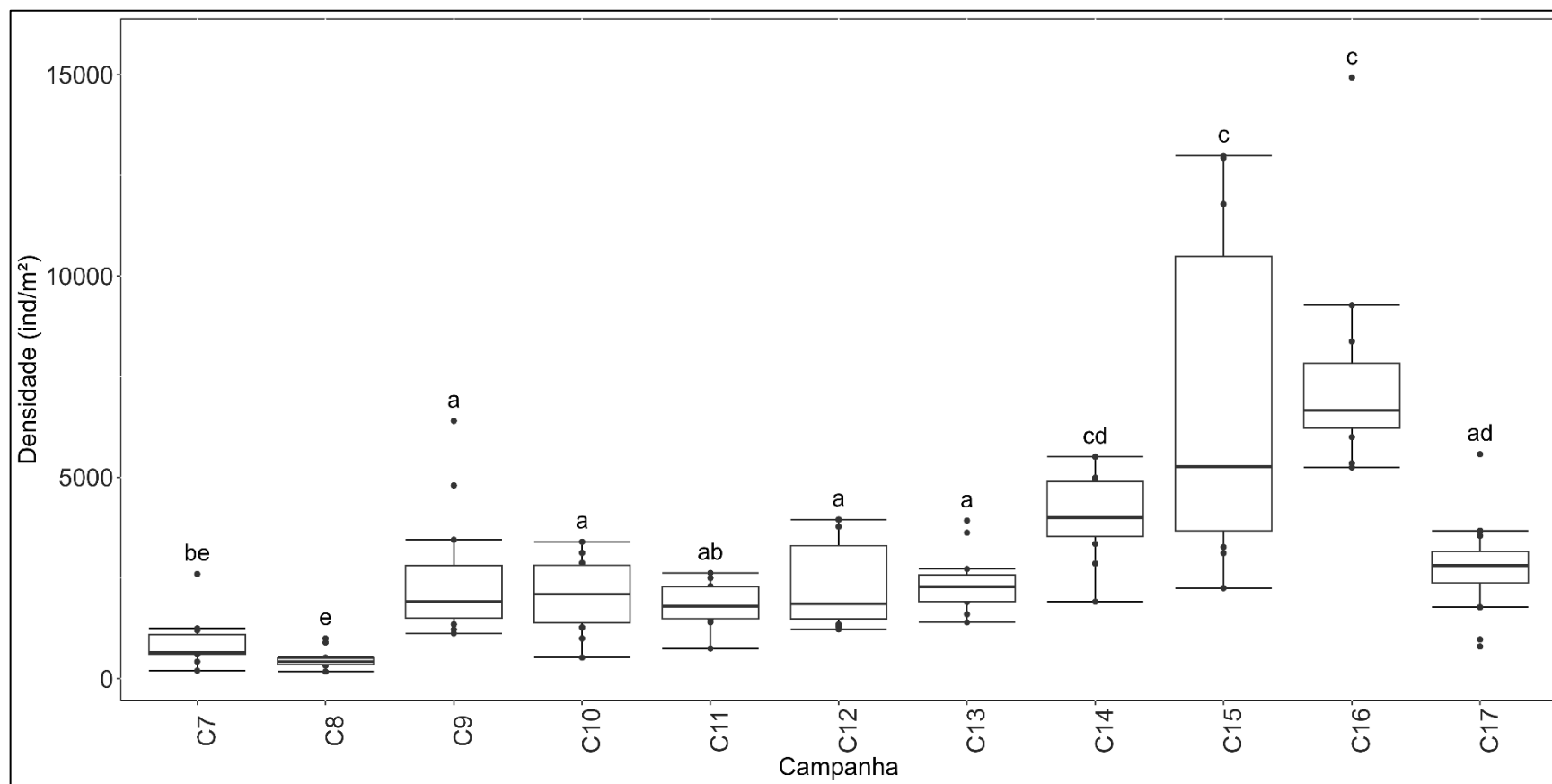


Figura VI-55 – Valores de densidade (ind/m²) registrados ao longo das campanhas de monitoramento ambiental da PMXL-1. Letras iguais denotam ausência de diferenças significativas (teste de Dunn, p -ajustado > 0,05).

VI.3.3.3 - Índice de diversidade de Shannon (H')

O índice de diversidade de *Shannon* (H' , nats/ind) na presente campanha apresentou média geral de $2,73 \pm 0,27$ nats/ind (Tabela VI-19), com diversidade variando entre média (2,0 a 3,0 nats/ind) e alta ($> 3,0$ nats/ind), considerando que este índice costuma variar entre acima de 1,5 a 3,5 nats/ind (MARGALEF, 1972, *apud* MAGURRAN, 2003).

Foram observadas diferenças significativas entre os resultados de diversidade da atual campanha, sendo o fator “Estação” o único fator espacial relevante para explicar a variância dos dados (*ANOVA One-Way*; $p < 0,001$). No entanto, não foram observadas diversidades que não estivessem representadas pela variabilidade verificada nas estações controle (*Tukey HSD*, $p < 0,05$; Figura VI-56).

Ademais, considerando o histórico para a macrofauna bentônica na área monitorada, o único fator relevante para explicar a distribuição da diversidade, segundo os resultados da *PERMANOVA* aplicada, foi o fator “Campanha” (p -ajustado = 0,001). O padrão observado foi semelhante ao obtido para riqueza taxonômica, com diferenças significativas refletindo um agrupamento das campanhas conforme os diferentes laboratórios analíticos atuantes (Teste de *Dunn*, p -ajustado $< 0,05$; Figura VI 57).

Os resultados do índice de diversidade de Shannon obtidos durante a campanha atual corroboram com os dados registrados ao longo da série histórica do PMPR, onde a diversidade variou entre 1,04 e 3,48 nats/ind. O PCR-BS estimou uma diversidade média ligeiramente superior ao presente monitoramento ($> 4,5$ bits/ind, o que equivale aproximadamente a 3,19 nats/ind). No entanto, os valores podem refletir os diferentes esforços amostrais e analíticos aplicados em cada estudo (LAVRADO; DALTO; MOURA, 2022; PIRES-VANIN *et al.*, 2013).

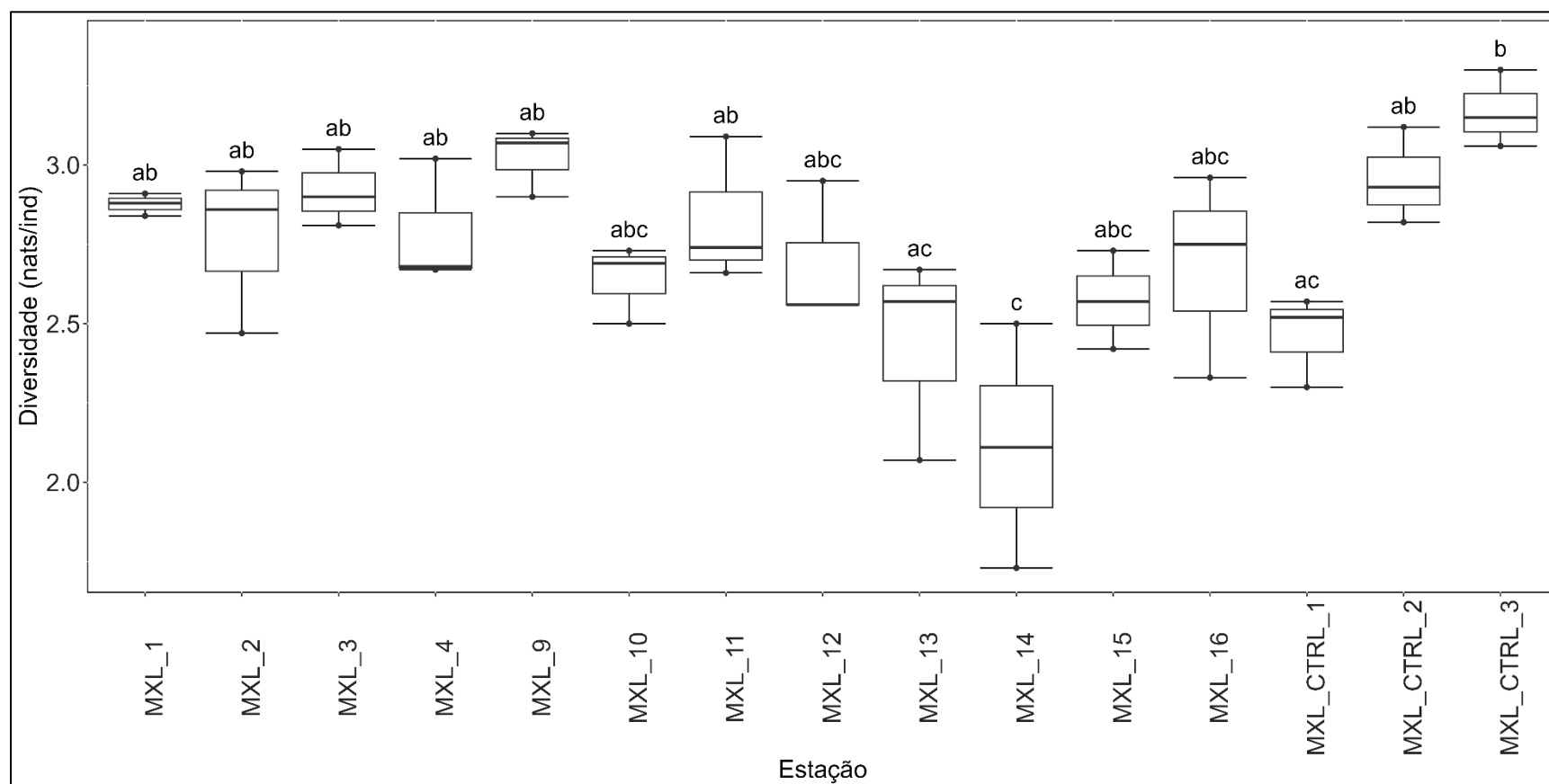


Figura VI-56 – Valores de diversidade (nats/ind) registrados nas estações de amostragem da campanha PMPR_MXL_C17. Letras iguais denotam ausência de diferenças significativas (Tukey HSD, $p > 0,05$).

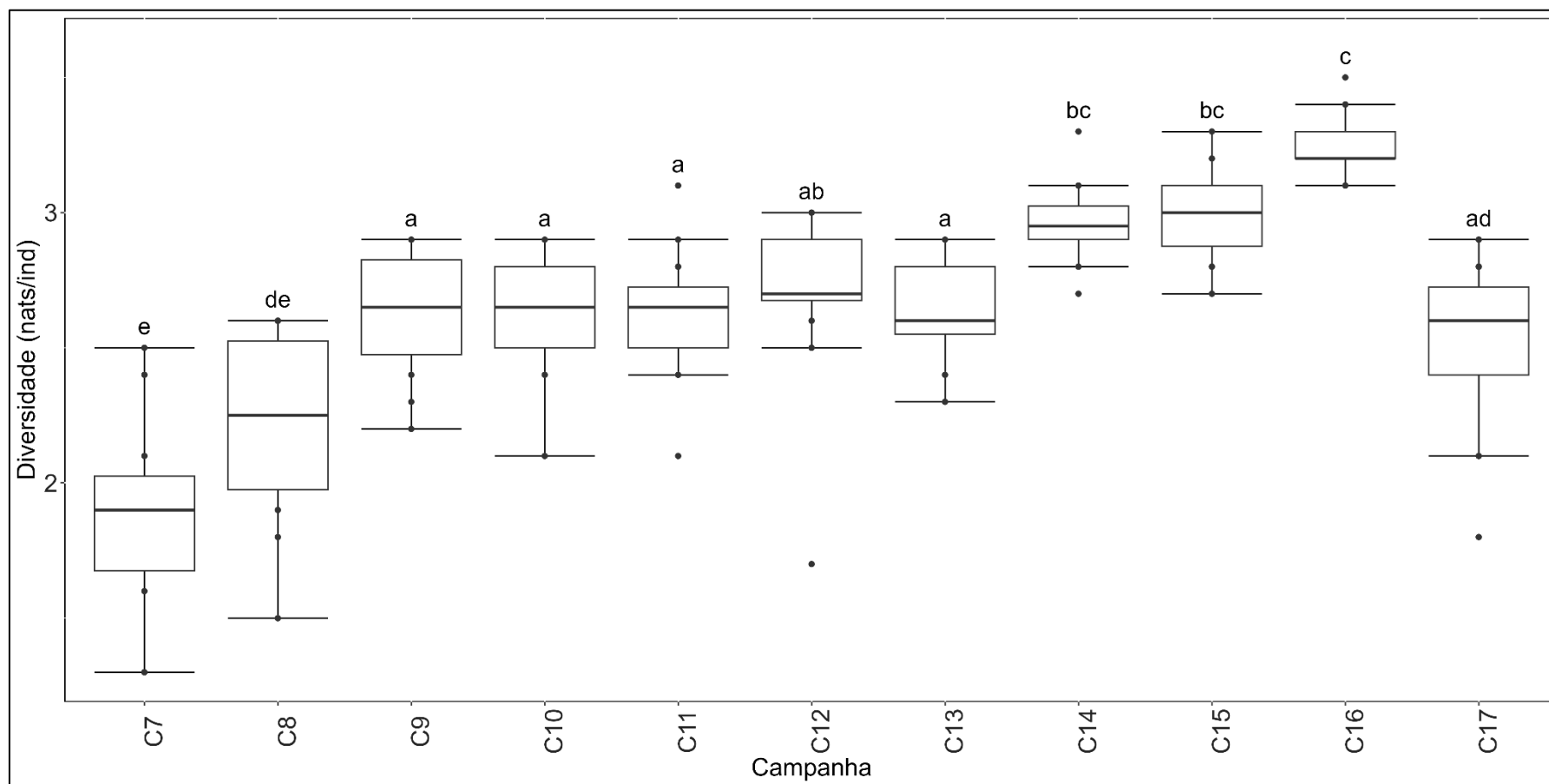


Figura VI-57 – Valores de diversidade (nats/ind) registrados ao longo das campanhas de monitoramento ambiental da PMXL-1. Letras iguais denotam ausência de diferenças significativas (teste de Dunn, p -ajustado $> 0,05$).

VI.3.3.4 - Índice de equitabilidade de Pielou (J')

A equitabilidade de *Pielou*, na campanha atual, variou entre 0,70 na estação MXL_14 e 0,92 nas estações MXL_CTRL_2 e MXL_CTRL_3, com média geral de $0,84 \pm 0,06$. Este valor indica uma tendência mais uniforme no padrão de distribuição de abundância relativa entre os táxons. Isto significa que nenhum dos táxons identificados domina a comunidade de forma significativa. Dentre os fatores de comparação avaliados, os resultados da *PERMANOVA* sugerem relevância apenas do fator “Estação” ($p = 0,001$) sobre a distribuição da equitatividade na área. No entanto, tanto as menores como as maiores equitabilidades observadas nas estações da área de influência estiveram abrangidas pela variabilidade verificada nas estações controle (teste de *Dunn*, $p > 0,05$; Figura VI-58).

Considerando o histórico do projeto, segundo os resultados da *PERMANOVA* aplicada, os fatores “Estação” ($p = 0,045$) e “Campanha” ($p = 0,001$) foram significativos para explicar a distribuição da equitabilidade, observando-se, apenas maiores valores nas campanhas C7 e C8, que destoaram do comportamento geral das demais (teste de *Dunn*, p -ajustado $< 0,05$; Figura VI-59). Já em relação às estações de amostragem, houve apenas uma diferença significativa, entre as estações MXL_2 e MXL_3, com a menor e maior média, respectivamente (teste de *Dunn*, p -ajustado $< 0,05$; Figura VI-60), e que não diferiram das demais estações, com valores de equitabilidade intermediários, sem verificação de padrão claro de distribuição que permita associar os resultados à atividade.

A equitabilidade estimada na atual campanha foi equivalente àquela observada nos dados das campanhas anteriores do projeto, considerando-se todas as estações amostradas (0,6 a 1,00), demonstrando que o padrão de distribuição das proporções entre os táxons que compõem a macrofauna na área se manteve semelhante ao longo do monitoramento, considerando o grau de refinamento taxonômico adotado durante o projeto. Os valores de equitabilidade obtidos por de Lavrado *et al.* (2022) durante o PCR-BS para o transecto E (isóbatas de 100 e 150 m) foram superiores a 0,80, dentro da mesma ordem de grandeza que os valores observadas na campanha C17, corroborando com os padrões esperados para área monitorada.

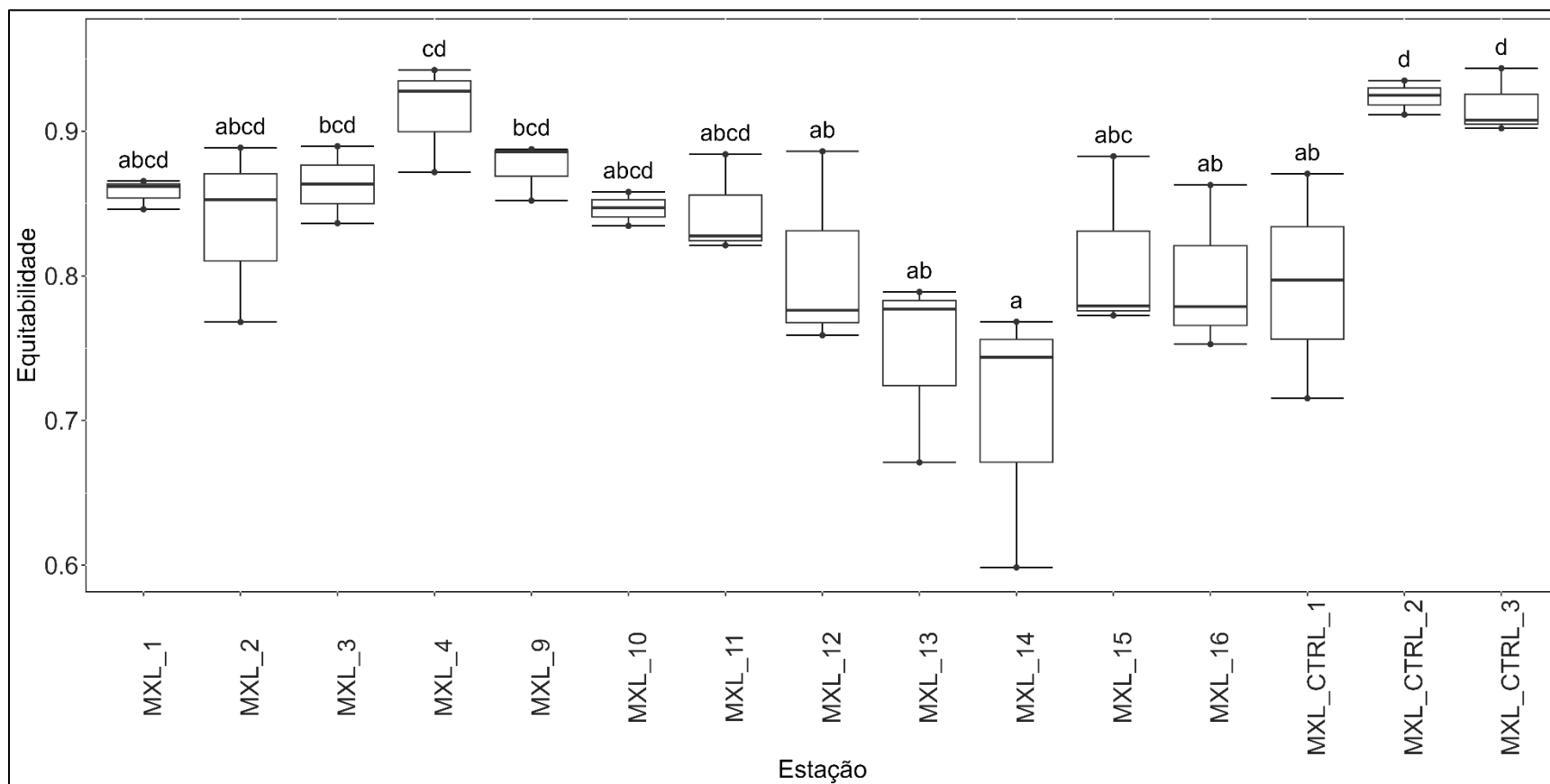


Figura VI-58 – Valores de equitabilidade registrados nas estações de amostragem da campanha PMPR_MXL_C17. Letras iguais denotam ausência de diferenças significativas (teste de Dunn, $p > 0,05$).

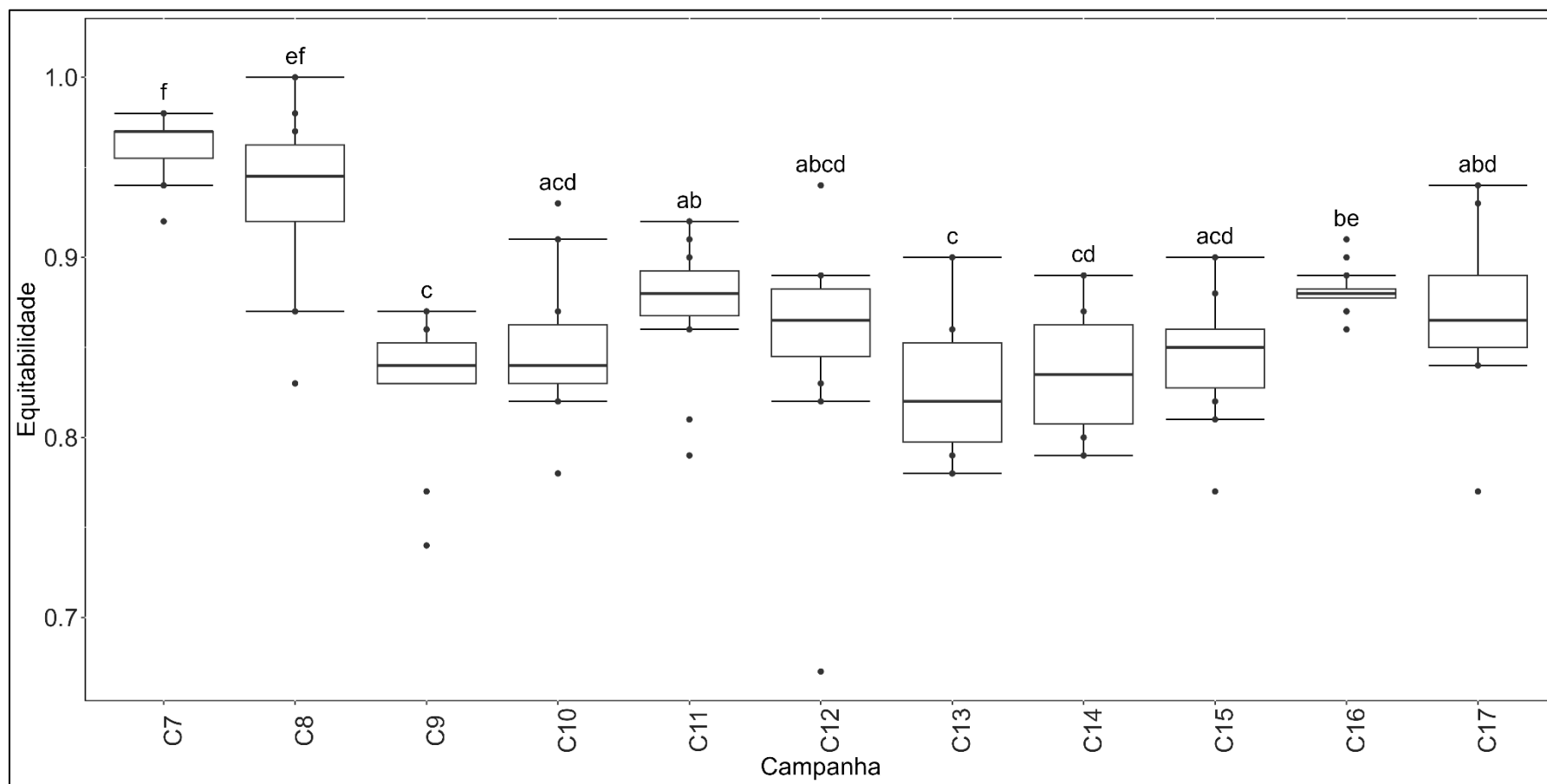


Figura VI-59 – Valores de equitabilidade registrados ao longo das campanhas de monitoramento ambiental da PMXL-1. Letras iguais denotam ausência de diferenças significativas (teste de Dunn, p -ajustado $> 0,05$).

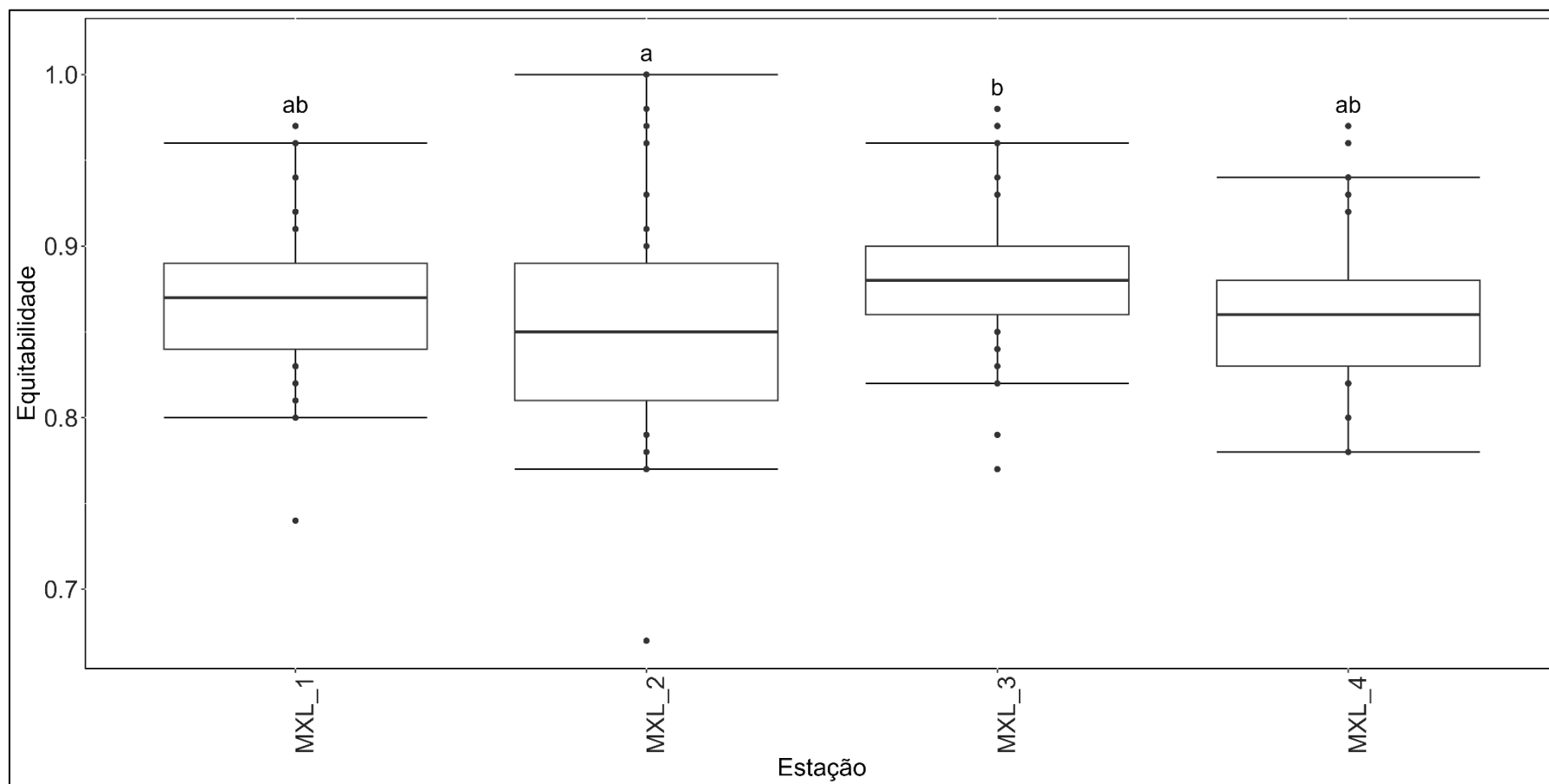


Figura VI-60 – Valores de equitabilidade registrados nas estações de amostragem de sedimento da PMXL-1. Letras iguais denotam ausência de diferenças significativas (teste de Dunn, p -ajustado $> 0,05$).

VI.3.3.5 - Análise de agrupamento (Cluster)

A análise de agrupamento hierárquico (*Cluster*) (Figura VI-61) demonstrou que as estações apresentaram grau de semelhança superior a 98% em relação aos índices ecológicos da macrofauna (densidade, diversidade, equitabilidade e riqueza) obtidos para área monitorada. Seis grupos de estações foram formados em função dessa similaridade. No dendrograma, as linhas contínuas em preto, indicam os agrupamentos validados pelo teste SIMPROF como sendo estatisticamente significativos ($P_i = 0,131$, $p = 0,028$).

O grupo 1 foi formado pelas estações MXL_4 e MXL_CTRL_2, com similaridade superior a 99%, principalmente em termos de densidade e equitabilidade. Nestas estações foram observadas as densidades mais baixas. Contudo, apresentaram os maiores índices de equitabilidade da área monitorada (0,91 e 0,92, respectivamente), sugerindo que, dentre os táxons identificados, nenhum é dominante nestas estações considerando o nível taxonômico atingido. O grupo 2 foi formado apenas pela estação MXL_14, diferenciada das demais estações por apresentar os menores índices de riqueza, diversidade e equitabilidade da área unidade monitorada. O valor de 0,70 no índice de equitabilidade aponta um leve desequilíbrio em relação a proporção de táxons, sugerindo a presença de um táxon dominante nesta estação, o gênero *Prionospio* spp. (1.060 ind/m²). Esta observação também corrobora com o resultado do SIMPER (Anexo XI-10), onde este foi o táxon que mais contribuiu para a dissimilaridade entre as estações. O grupo 3 separou as estações com as maiores densidades de macrofauna total (MXL_11, 12, 13 e 16). O grupo 4, formado pelas estações MXL_10, MXL_15 e MXL_CTRL_1, apresentou riquezas similares, porém com índices de diversidade mais baixos em relação aos dois últimos grupos formados (5 e 6). O grupo 5 reuniu as estações MXL_CTRL_3 e MXL_9, que apresentaram os maiores índices de diversidade e riqueza observados na área ($H' = 3,17$ e $3,02$, $S = 32$, respectivamente), se separando das estações agrupadas no grupo 6, que reuniu as estações MXL_1, MXL_2 e MXL_3, com índices de diversidade e riqueza ligeiramente menores ($H' = 2,77$ a $20,92$, $S = 28$ a 30), porém com densidade média da macrofauna mais elevadas (3008,33 e 3358,33 in/m²). Entretanto, ressalta-se que, pelo alto grau de similaridade entre as estações, os

resultados da *PERMANOVA* indicaram que somente os grupos 4 e 6 foram significativamente diferentes do grupo 3 ($p = 0,026$ e $p = 0,034$, respectivamente), não sendo os demais grupos apontados como significativamente diferentes. Adicionalmente, é interessante notar que as estações controle estabelecidas foram representativas tanto para a densidade média da macrofauna observada na área monitorada quanto para os índices ecológicos obtidos, compondo agrupamentos com as estações ao redor da plataforma, de modo que a distribuição dos táxons e suas densidades não aparentam ter relação com a atividade realizada pela PMXL-1 ou com suas estruturas físicas instaladas no sedimento.

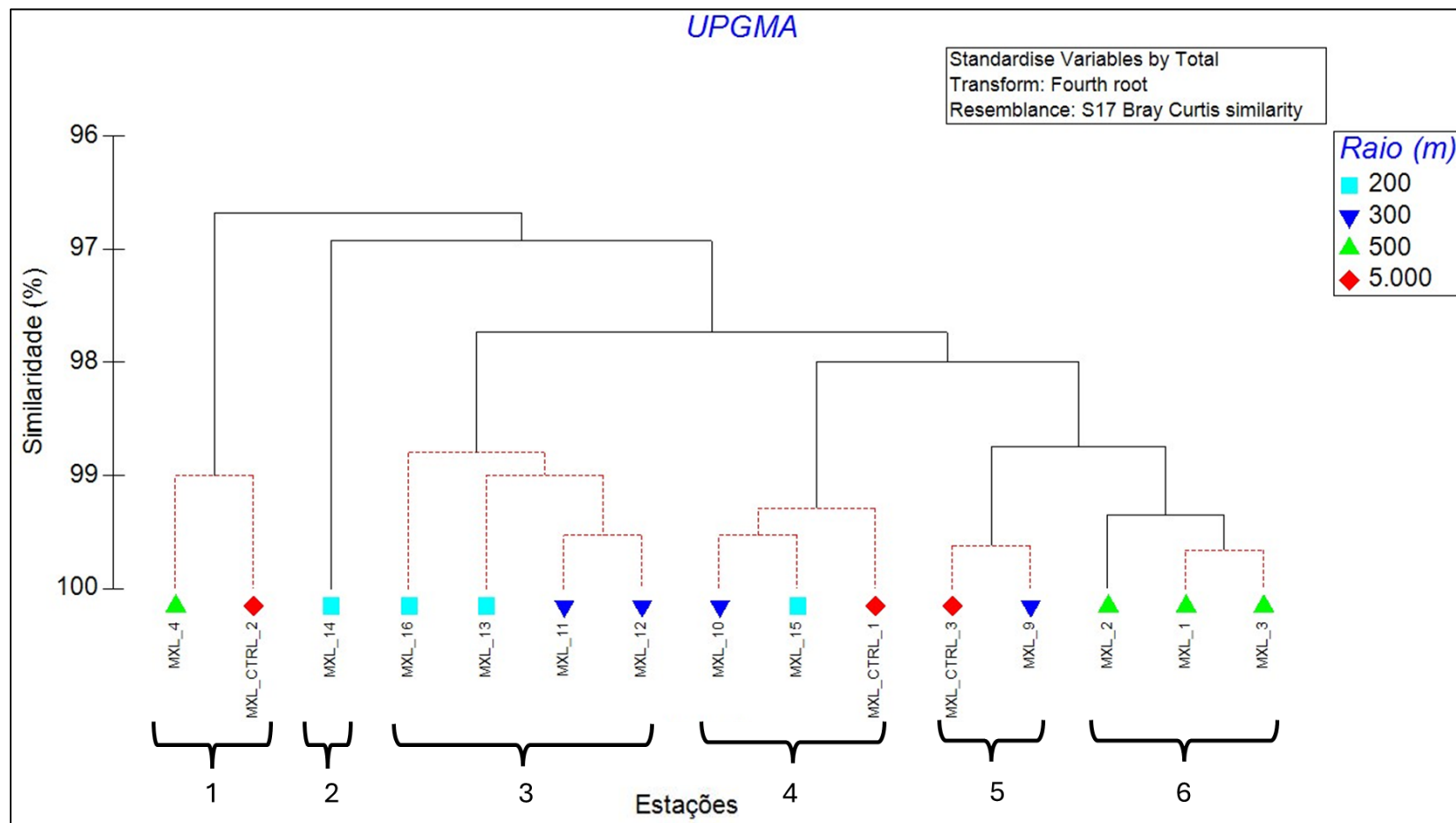


Figura VI-61 – Dendrograma de agrupamento (Cluster) da macrofauna bentônica, por estação de coleta realizada da campanha PMPR_MXL_C17. UPGMA: unweighted pair group method with arithmetic mean.

VII - ANÁLISE INTEGRADA

VII.1 - AMBIENTE PELÁGICO

A correlação de *Spearman*, realizada para as variáveis físico-químicas do ambiente pelágico, evidenciou relação positiva forte e significativa entre nitrogênio amoniacal e nitrato ($r = 0,70$; teste t , $p < 0,01$). Embora outras relações significativas tenham sido verificadas, a dispersão dos dados não caracterizou uma relação suficientemente forte entre OD e salinidade ($r = 0,34$; teste t , $p = 0,02$), entre OD e pH ($r = 0,27$; teste t , $p = 0,06$).

Nitrogênio amoniacal e nitrato constituem o ciclo do nitrogênio, encontrando-se em estágios diferentes dentro deste ciclo, conforme com os diferentes potenciais de redução e oxidação do ambiente. Assim, em ambientes ricos em oxigênio, o nitrogênio amoniacal, que é um produto do metabolismo de diversos organismos marinhos comumente utilizado como fonte de nitrogênio pelo plâncton em processos de fotossíntese, com produção de oxigênio (MILLERO, 2017; MOSCHONAS *et al.*, 2017), tende a ser rapidamente oxidado a nitrito (NO_2^-) e, subsequentemente, a nitrato (NO_3^-) (GRUBER, 2008; MILLERO, 2017). Nesse sentido, é interessante notar que as concentrações de nitrato da atual campanha foram quantificadas com mais frequência e maiores concentrações nas estações com maiores concentrações de nitrogênio amoniacal em concomitância com maiores teores de OD.

Com o intuito de avaliar a relação entre os parâmetros físico-químicos do compartimento água juntamente com a distribuição das estações amostrais no espaço bidimensional, foi realizada uma Análise de Componentes Principais (ACP) (Figura VII-1). Ressalta-se que todos os parâmetros foram inseridos na análise, embora nos diagramas de ACP tenham sido mantidas representações apenas das variáveis cujas contribuições foram significativas ($p < 0,05$).

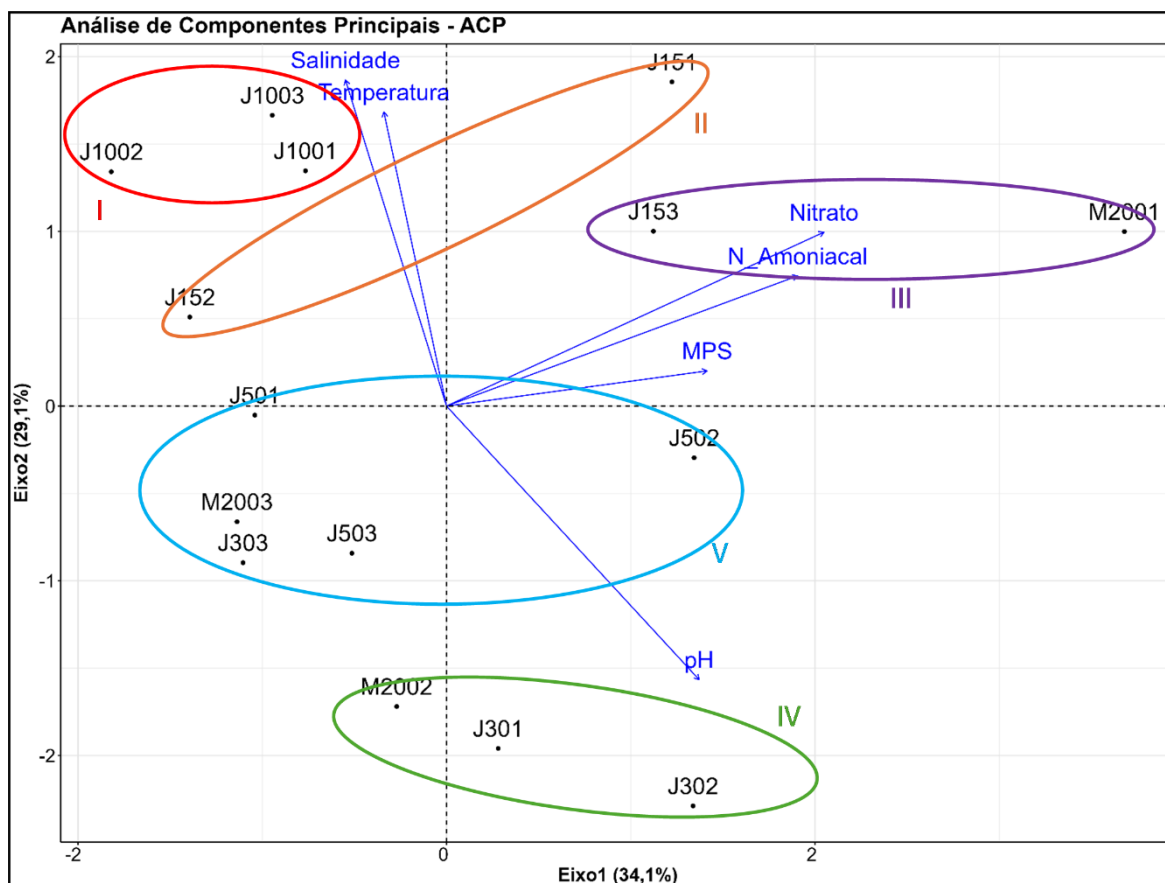


Figura VII-1 – Análise de Componentes Principais (ACP) com a relação entre as variáveis significativas e todas as amostras das estações de água coletadas da campanha PMPR_MXL_C17. Grupos indicados pelas elipses correspondem aos agrupamentos observados através dos resultados de temperatura.

A Análise de Componentes Principais explicou 63,2% da variação espacial dos dados físico-químicos nos dois primeiros eixos, que foram significativos em relação às variáveis mais explicativas. O eixo 1 explicou 34,1% da distribuição dos dados. As variáveis ambientais que apresentaram maior correlação com este eixo foram nitrato ($r = 0,84$), nitrogênio amoniacal ($r = 0,78$), MPS ($r = 0,58$), pH ($r = 0,56$) e O eixo 2, explicou 29,1% da variabilidade ambiental e as variáveis físico-químicas que mais contribuíram para formação deste eixo foram salinidade ($r = 0,76$), temperatura ($r = 0,69$) e pH ($r = 0,64$). Assim, as únicas variáveis físico-químicas desconsideradas na representação da ACP foram o OD e o nitrito, que apresentaram baixa correlação com os eixos.

A distribuição da ACP permite visualizar cada uma das cinco configurações da coluna d'água amostrada (três eventos de termoclina rasa (grupos I, III e V) e dois intervalos (grupos II e IV). Observa-se uma ampla variação no posicionamento das

estações amostradas durante os eventos de termoclina desconfigurada (grupos II e IV) ao longo do eixo 2, enquanto as estações amostradas com termoclina rasa presente variaram mais ao longo do eixo 1, especialmente em virtude das estações do grupo III.

A organização proposta pela ACP demonstra a preponderância da estrutura da coluna d'água ao longo dos dias de amostragem na explicação da variabilidade dos resultados da campanha. Verifica-se também uma maior amplitude ao longo do eixo 2 com o decorrer das amostragens, na medida que a maior influência da Água Costeira (AC) aparece, a partir da tarde do dia 19/11/2023.

A análise de agrupamento hierárquico realizados para os parâmetros físico-químicos da coluna d'água indicou a formação de seis agrupamentos significativos de estações (Teste *SIMPROF*, $p < 0,05$; Figura VII-2). Conforme indicado pelo SIMPER realizado sobre os grupos do cluster, o grupo 1 foi formado pelas estações que constituem os grupos I e II verificados a partir dos resultados de temperatura, amostradas logo no início da campanha, marcadas por temperaturas mais altas (termoclina rasa), além de valores mais altos de nitrogênio amoniacal, sendo esse grupo significativamente diferente dos grupos 2, 4 e 6 devido, principalmente, ao MPS (*PERMANOVA* - teste de *Monte Carlo*, $p < 0,0036$) Já o grupo 2 separou as estações amostradas durante o segundo evento de termoclina rasa (correspondentes ao grupo III observado nos dados de temperatura), assim como observado na ACP, principalmente devido aos resultados semelhantes de pH e nitrato, assim como de nitrogênio amoniacal, em menor escala. Os grupos 3 e 4 foram formados por estações que integraram o segundo evento de desconfiguração da termoclina rasa (grupo IV da análise de temperatura). No entanto, o cluster distinguiu a estação J302 das demais em função dos resultados menores de salinidade e das concentrações de nitrogênio amoniacal., que, apesar de não terem sido os mais altos da atual campanha, ainda assim foram relevantes para a separação desta estação. Vale considerar também que na estação ocorreu a termoclina mais profunda durante a campanha. O mesmo ocorreu nos grupos 5 e 6, que foram formados por estações referentes ao terceiro evento de termoclina rasa (grupo V da análise de temperatura), com o isolamento de J502 em um grupo único devido aos valores de MPS e compostos nitrogenados um pouco mais altos em comparação com restante do grupo. Adicionalmente, o grupo 6 diferiu dos

grupos 2, 3, 4 e 5 (*PERMANOVA* - teste de *Monte Carlo*, $p < 0,002$). Para os demais grupos formados, a *PERMANOVA* não indicou diferenças significativas.

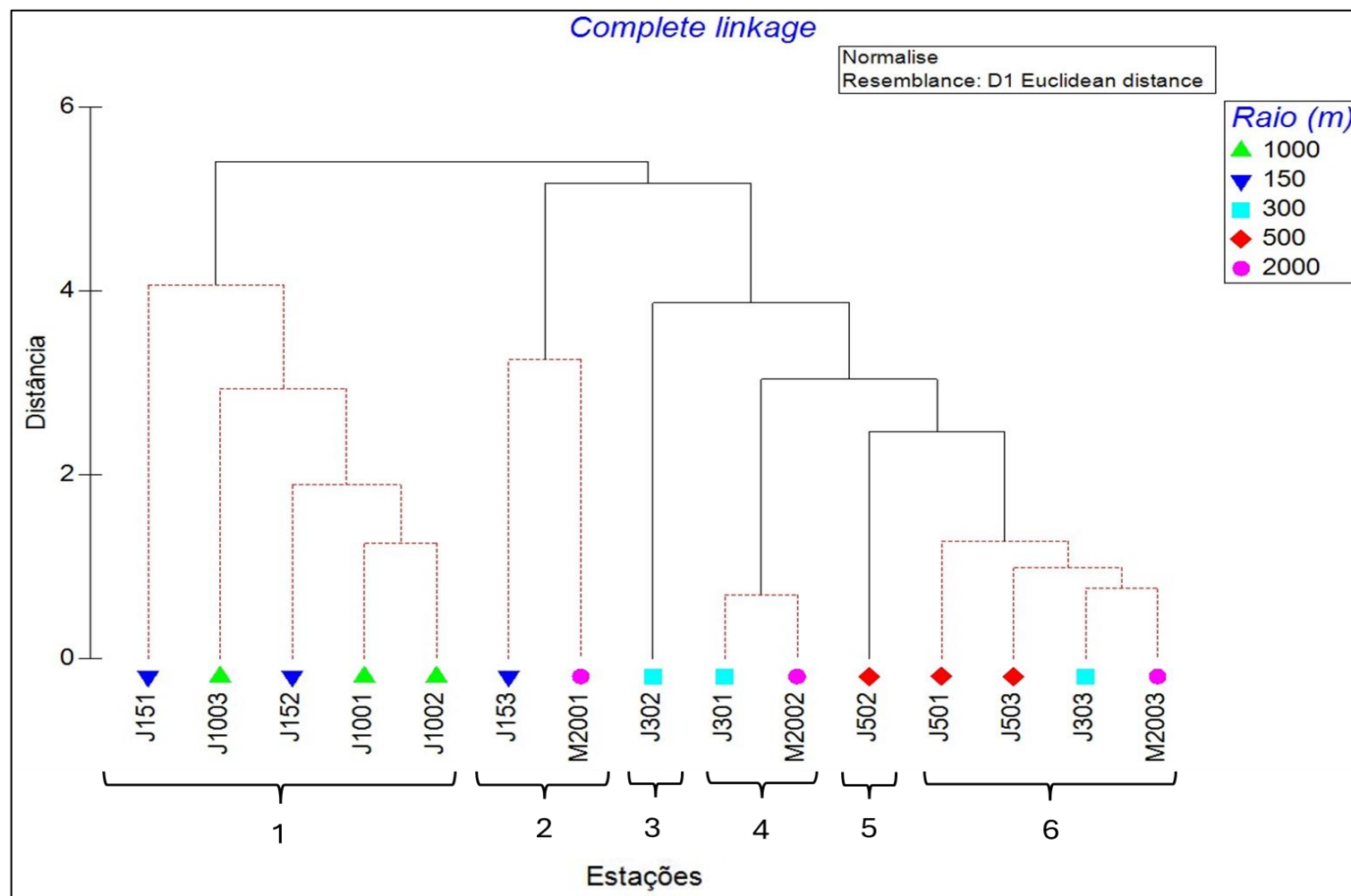


Figura VII-2 – Dendrograma de agrupamento (Cluster) do ambiente pelágico, por estação de coleta realizada da campanha PMPR_MXL_C17.

VII.2 - AMBIENTE BENTÔNICO

Em relação à correlação de *Spearman* realizada sobre todos os parâmetros físico-químicos do sedimento, incluindo granulometria, e indicadores ecológicos da macrofauna (Anexo XI-10), embora tenham sido identificadas algumas correlações significativas, majoritariamente positivas, entre os indicadores de riqueza, diversidade e equitabilidade e diversos metais biodisponíveis, nenhuma dessas relações foi considerada forte ($r > 0,7$). Além disso, a densidade não apresentou correlação significativa com nenhuma das variáveis físico-químicas.

Além disso, dentre as variáveis físicas, areia fina e areia muito fina (teste t, $p < 0,01$; $r = 0,92$), areia muito fina e silte fino (teste t, $p < 0,01$; $r = -0,70$), areia muito fina e argila (teste t, $p < 0,01$; $r = -0,81$) e argila e silte muito fino (teste t, $p < 0,01$; $r = 0,76$) apresentaram correlações significativas e fortes, relacionadas com as proporções das frações sedimentares. Por outro lado, dentre as variáveis químicas, somente HRP e MCNR (teste t, $p < 0,01$; $r = 0,97$), cobre e ferro (teste t, $p < 0,01$; $r = 0,77$), cromo e ferro (teste t, $p < 0,01$; $r = 0,76$), níquel e ferro (teste t, $p < 0,01$; $r = 0,76$) e níquel e cromo (teste t, $p < 0,01$; $r = 0,76$) apresentaram relações fortes e significativas. No caso dos hidrocarbonetos, conforme já apresentado no tópico VI.2.7.2, HRP e MCNR apresentaram relação de praticamente 1:1 na maior parte das estações da atual campanha. Quanto as correlações entre alguns metais, de acordo Bradl (2005), estes podem apresentar associação com minerais formadores de sedimentos marinhos a depender de diversos fatores, tais como erosão e tipo sedimentar. Metais como níquel e cobre podem ocorrer naturalmente em diversos tipos de rochas magmáticas, assim como o cromo, enquanto o ferro pode formar complexos e ocorrer junto com outros metais como cobre e o selênio.

AACP realizada com os dados químicos de sedimento e os índices ecológicos referentes à macrofauna bentônica está apresentada na Figura VII-3.

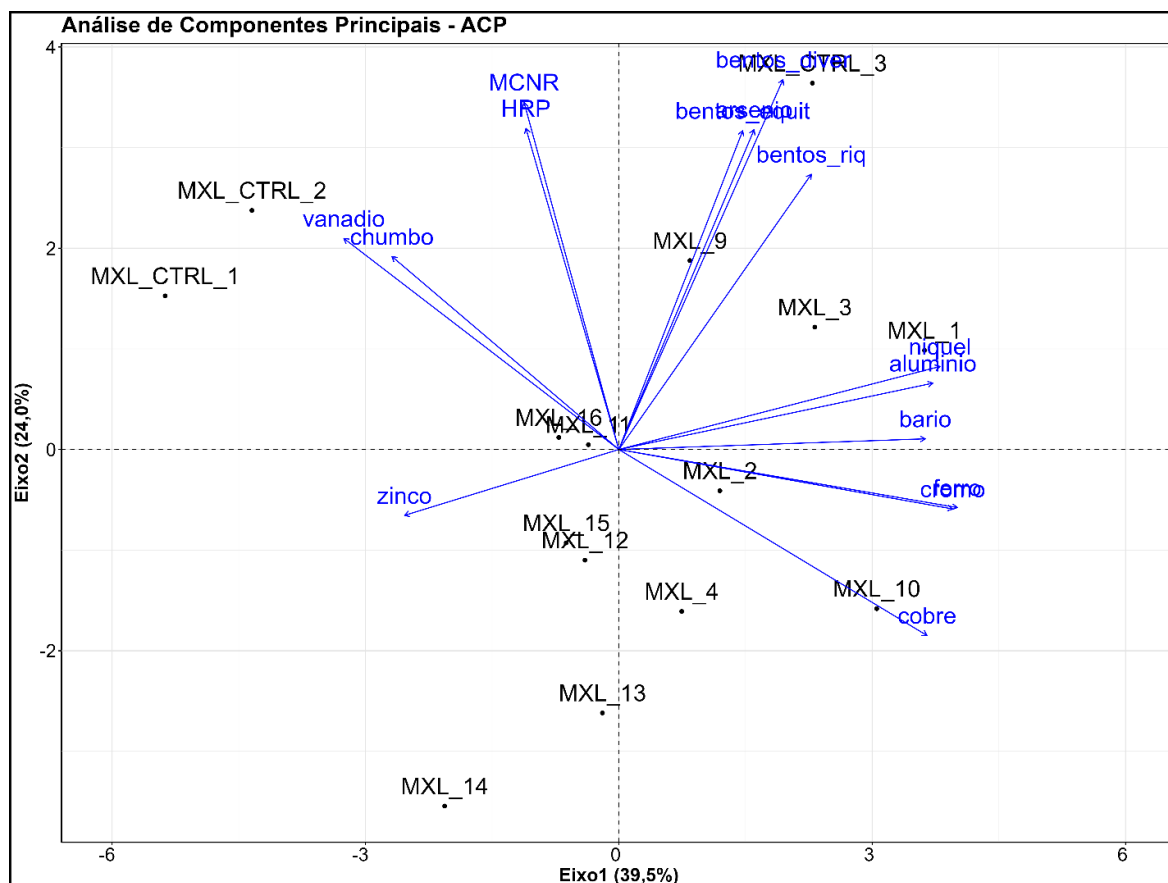


Figura VII-3 – Representação da Análise de Componentes Principais (ACP) sobre as médias das variáveis químicas e índices ecológicos das estações coletadas da campanha PMPR_MXL_C17.

A ACP explicou 63,5% da variação dos dados nos dois primeiros eixos, com o eixo 1 e 2 explicando 39,5% e 24%, respectivamente, da distribuição dos dados. As variáveis que apresentaram maior correlação com o eixo 1 foram ferro ($r = 0,86$), cromo ($r = 0,86$), níquel ($r = 0,82$), alumínio ($r = 0,80$), cobre ($r = 0,79$), bário ($r = 0,78$), zinco ($r = -0,54$), chumbo ($r = -0,58$), vanádio ($r = -0,70$). As variáveis cromo e ferro apresentam contribuições semelhantes, com vetores de mesma direção e intensidade no plano da ACP. No eixo 2, as variáveis com maior correlação foram MCNR ($r = 0,75$), HRP ($r = 0,69$), arsênio ($r = 0,69$), e os índices de diversidade ($r = 0,79$), equitabilidade ($r = -0,68$) e riqueza ($r = -0,59$). Os índices ecológicos tiveram contribuições semelhantes para a explicação do eixo 2, assim como MCNR e HRP, que são complementares.

Para o ambiente bentônico, uma análise de agrupamento (*Cluster*) foi realizada com o objetivo de avaliar a distribuição das estações em relação aos parâmetros químicos e índices ecológicos deste ambiente analisados na presente campanha.

(Figura VII-4), sendo observada a formação de seis grupos de estações com significância estatística (SIMPROF, $p < 0,05$), separando as estações que apresentaram maiores riqueza e diversidade taxonômicas, reunidas no grupo 1, que inclui também uma estação controle, daquelas com os menos valores para estes índices, reunidas nos grupos 5 e 6. O grupo 2 reuniu as estações com concentrações mais elevadas em ferro, níquel arsênio, enquanto o grupo 3 separou a estação MXL_4 das demais, dada a concentração mais elevada em zinco. Foi verificada diferença estatística entre os grupos (*PERMANOVA*, $p < 0,05$), sendo os grupos 1 e 2 significativamente diferentes dos grupos 4, 6 (*Teste Monte Carlo*, $p < 0,019$), enquanto o grupo 4 também diferiu significativamente do grupo 6 (*Teste Monte Carlo*, $p = 0,008$). Importante destacar que o grupo 6 reuniu duas das três estações controle da campanha, que se destacaram das demais em virtude de suas maiores concentrações dos metais chumbo e vanádio e de hidrocarbonetos (HRP e MCNR).

Nota-se, ainda, relações entre os grupos indicados pelo *cluster* e o posicionamento das estações na ACP, com as estações do grupo 4 ocupando uma posição mais central do plano e circundadas pelas estações dos demais grupos, com maior proximidade das estações que constituem os grupos 3, 2 e 1 do *cluster*.

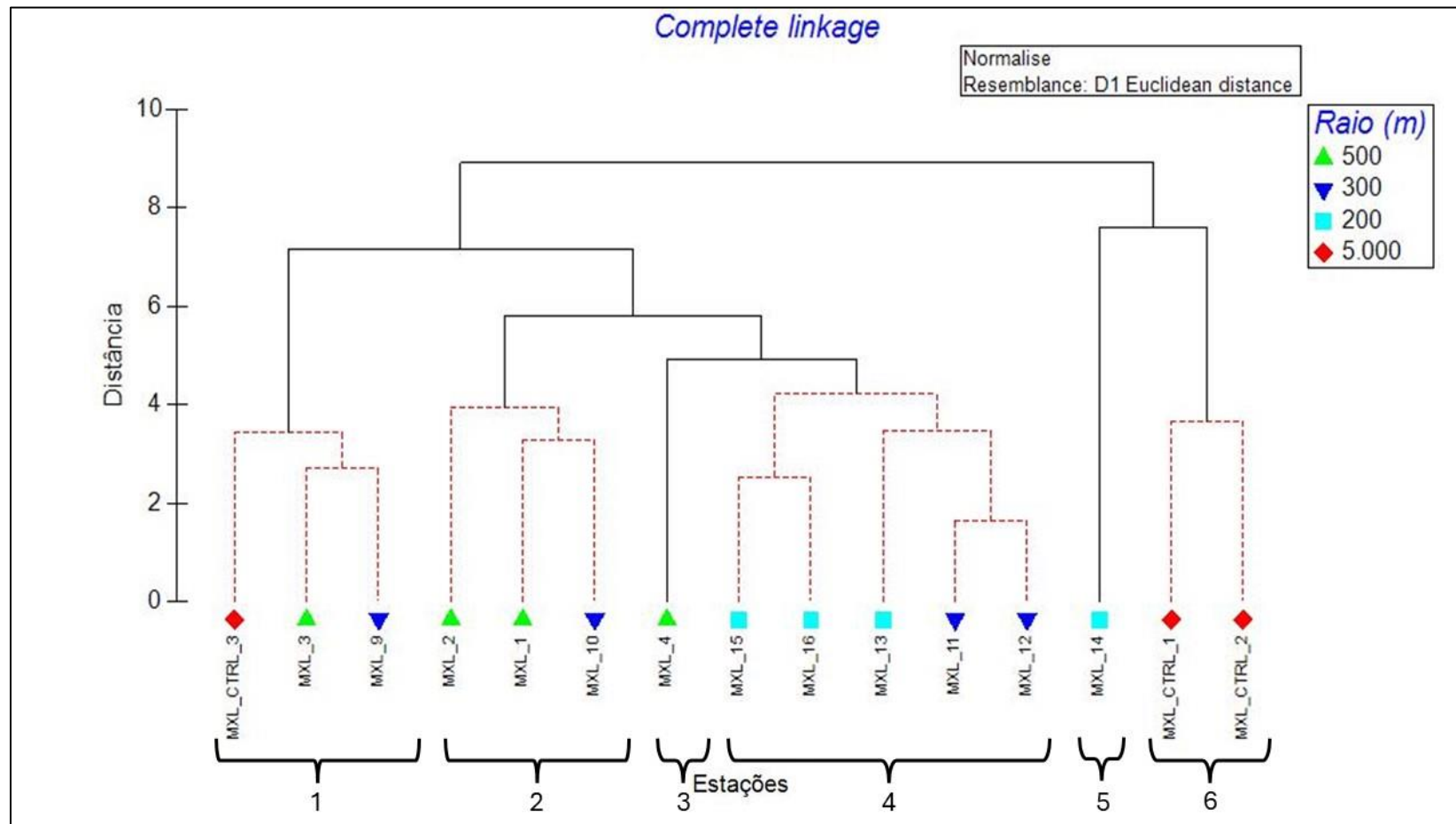


Figura VII-4 – Dendrograma de agrupamento (Cluster) do ambiente bentônico referente aos parâmetros químicos e índices ecológicos, por estação de coleta realizada da campanha PMPR_MXL_C17.

Em relação à ACP realizada sobre as variáveis granulométricas e os índices ecológicos, observou-se que a análise explicou 75,1% da variação dos dados nos dois primeiros eixos, com o eixo 1 e 2 explicando 45,1% e 30%, respectivamente, da distribuição dos dados (Figura VII-5). As variáveis que apresentaram maior correlação com o eixo 1 foram areia muito fina ($r = 0,94$), areia fina ($r = 0,68$), argila ($r = -0,68$), silte fino ($r = -0,74$) e silte muito fino ($r = -0,81$), além dos índices de equitabilidade ($r = 0,53$) e diversidade ($r = 0,51$). No eixo 2, as variáveis com maior correlação foram silte fino ($r = 0,53$), além dos índices de diversidade ($r = 0,84$), riqueza ($r = 0,77$) e equitabilidade ($r = 0,72$).

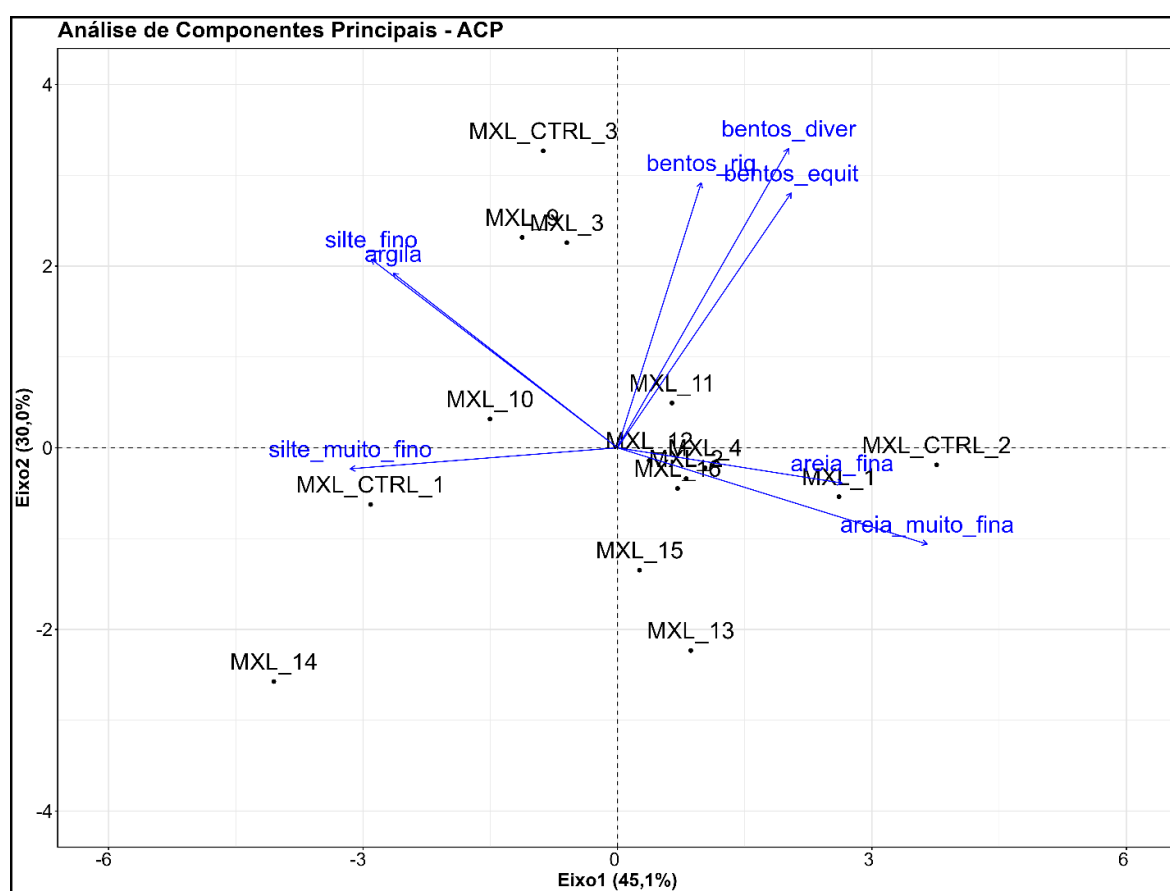


Figura VII-5 – Representação da Análise de Componentes Principais (ACP) sobre as medianas das variáveis granulométricas e índices ecológicos das estações coletadas da campanha PMPR_MXL_C17.

A análise de agrupamento (cluster) realizada considerando as variáveis granulométricas e os índices ecológicos analisados na presente campanha encontra-se apresentada na Figura VII-6. Foi observada a formação de quatro grupos de estações (SIMPROF, $p < 0,05$), separando estações com percentuais em

areia fina e muito fina, reunidas nos grupos 1 e 2, daquelas com maior contribuição de siltes e argilas, reunidas nos grupos 3 e 4. Adicionalmente, observa-se ainda o agrupamento das estações MXL_3, MXL_9 e MXL_CTRL_3, com os maiores valores para os índices ecológicos de riqueza taxonômica e diversidade, em um subgrupo dentro do grupo 4. Foi verificada diferença significativa entre os agrupamentos (*PERMANOVA*, $p < 0,05$), sendo que o grupo 2 foi estatisticamente distinto de todos os demais (Teste de *Monte Carlo*, $p < 0,005$), observando-se também diferença entre os grupos 1 e 4 (Teste de *Monte Carlo*, $p = 0,014$) (Anexo XI-10).

Notam-se relações entre os grupos indicados pelo *cluster* e o posicionamento das estações na ACP, com as estações do grupo 2 ocupando uma posição mais central do plano e circundadas pelas estações dos demais grupos, bem como o posicionamento das estações que constituem os grupos 3 e 4 do cluster, isto é, os únicos grupos que não diferiram estatisticamente entre si, a esquerda no plano da ACP.

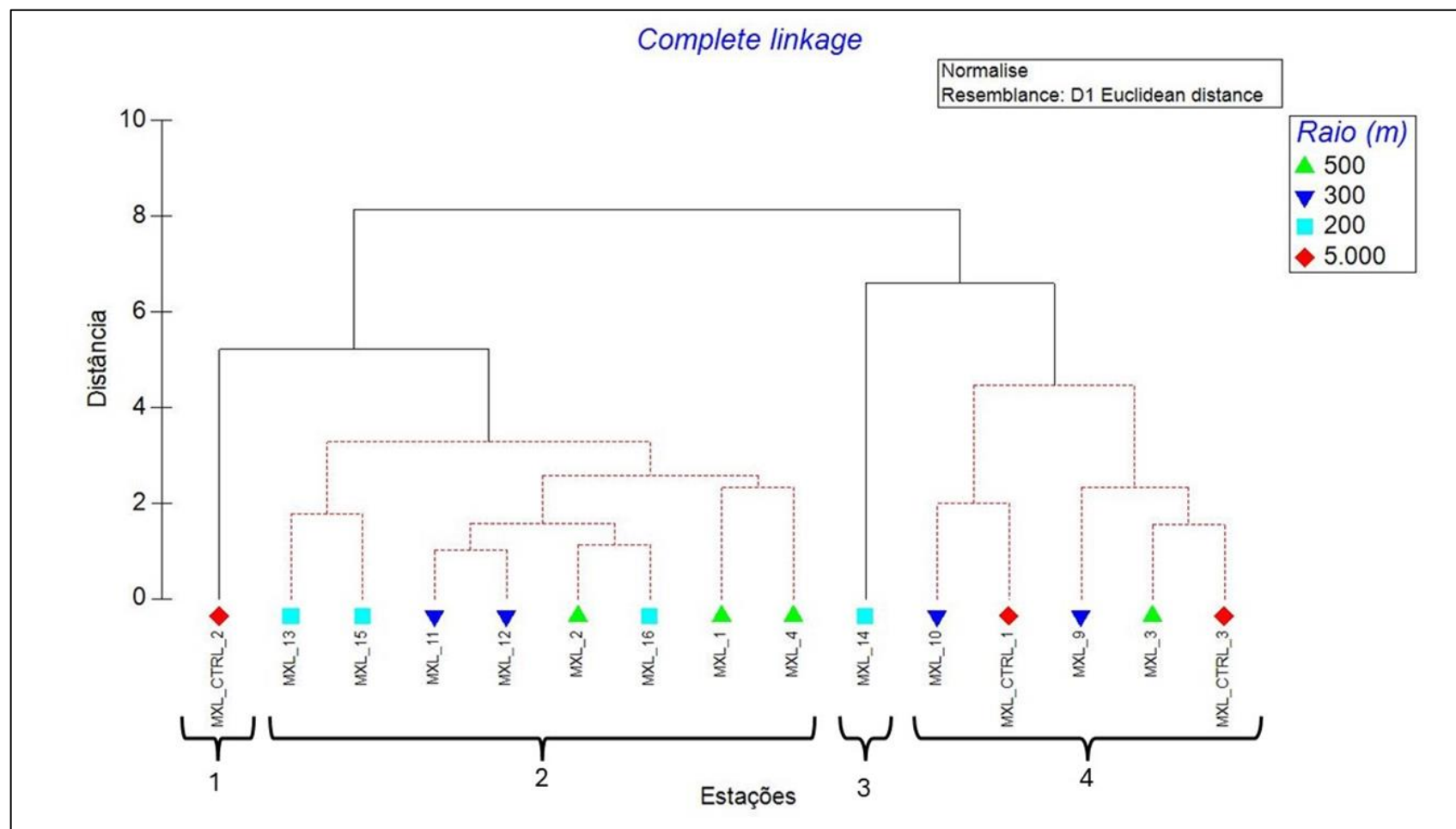


Figura VII-6 – Dendrograma de agrupamento (Cluster) do ambiente do ambiente bentônico referente aos parâmetros granulométricos e índices ecológicos, por estação de coleta realizada da campanha PMPR_MXL_C17.

Por fim, comparando os resultados obtidos nas diferentes ACPs e *clusters* realizados, nota-se que as estações dos grupos 2, 3 e 4 do *cluster* com parâmetros químicos, que já apresentavam maiores similaridades entre si, foram reunidas no grupo 2 do *cluster* dos parâmetros granulométricos. A principal alteração na ordenação das estações sugeridas pelas diferentes análises foi o agrupamento das estações MXL_10 e MXL_CTRL_1, que compunham os grupos 2 e 6 do *cluster* dos químicos, com as estações do grupo 1 deste mesmo *cluster*, passando a compor o grupo 4 do *cluster* dos parâmetros granulométricos em virtude de compartilharem maiores teores de sedimentos finos.

Tal resultado permite concluir pela grande semelhança na distribuição das estações, independentemente de a ótica analítica estar apoiada na variação dos resultados granulométricos em associação com os descritores biológicos, ou na variação dos parâmetros químicos (nutrientes, metais biodisponíveis e hidrocarbonetos) em associação com os descritores biológicos, sugerindo que a própria distribuição dos parâmetros químicos não difere da distribuição granulométrica, sendo governada por esta, uma vez que é conhecido, de antemão, o papel preponderante da granulometria na captura e retenção de compostos orgânicos e elementos traço. As diferenças pontuais notadas nas estações MXL_10 e MXL_CTRL_1 ficam por conta da heterogeneidade ambiental naturalmente observada na plataforma continental externa da região central da Bacia de Santos, caracterizada como uma zona de transição no sentido perpendicular a costa, sujeita tanto a processos costeiros como oceânicos, mas também no sentido longitudinal, e, portanto, sujeita aos diferentes processos dinâmicos que regulam as porções norte e sul da Bacia. A heterogeneidade natural desta área também é corroborada pelo fato de as diferenças de comportamento terem sido verificadas tanto para a área no entorno da plataforma quanto para a área controle, e por não terem sido observadas quaisquer características que permitam associar o comportamento diferenciado das estações MXL_10 e MXL_CTRL_1 a efeitos da atividade.

VIII - CONSIDERAÇÕES FINAIS

O presente relatório apresentou os resultados referentes à 17ª campanha do Projeto de Monitoramento Ambiental da Qualidade da Água e Sedimento no Entorno da Plataforma de Mexilhão. Os resultados aqui descritos permitiram estabelecer um diagnóstico da região analisada, bem como acompanhar as possíveis alterações ambientais decorrentes da atividade petrolífera exercida no Campo de Mexilhão.

Na campanha atual, foi reportada apenas a presença de Água Tropical (AT) a partir da classificação de massas d'água realizada com os dados de temperatura e salinidade, verificando-se ainda valores de salinidade inferiores a 36, que indicam a influência da Água Costeira (AC) durante as amostragens. Tais resultados constituem uma configuração típica para a área de estudo, conforme descrevem o próprio histórico do monitoramento e o Projeto de Caracterização Regional da Bacia de Santos (PCR-BS).

Para o compartimento água, a maior parte dos parâmetros físico-químicos analisados apresentaram concentrações dentro do esperado para a Bacia de Santos, assim como estiveram enquadrados dentro dos limites estabelecidos pela Resolução CONAMA nº 357/05 para Águas Salinas Classe 1. As exceções foram os parâmetros OD, cujos desenquadramentos ou estiveram localizados no interior da zona de mistura, ou foram muito próximos ao limite legislado e, provavelmente, decorrentes da própria acurácia e precisão do método, ou ainda foram decorrentes de erros analíticos, conforme evidenciado nas medições das estações M2003 e J501, e nitrogênio amoniacal, com quatro desenquadramentos ocorrendo no interior da zona de mistura, um ocorrendo em estação controle e um a jusante da unidade e fora da zona de mistura, não havendo um padrão de distribuição dos resultados e nem condições de descarte e hidrodinâmicas que permitam dissociar as ocorrências de uma flutuação natural e associá-las com a atividade. . Para os demais parâmetros analisados na água, também não foram evidenciados padrões espaciais ou temporais que permitam distinguir as variações de flutuações naturais e estocásticas e associá-las a efeitos da atividade da PMXL-1, situação que também se mostra válida para os parâmetros físico-químicos e biológicos avaliados no sedimento.

Para este compartimento, todos os parâmetros considerados neste relatório apresentaram o comportamento esperado para a área de estudo, corroborando o histórico de dados de monitoramento, assim como os dados do PCR-BS. Adicionalmente, todos os parâmetros contemplados nas legislações nacionais e internacionais consultadas apresentaram resultados aderentes aos respectivos valores de referência estabelecidos e, portanto, não foram encontrados potenciais efeitos ou danos à biota. As frações granulométricas obtidas na atual campanha consistiram principalmente de grãos mais finos, com uma grande contribuição de silte e argila, e teores de CaCO_3 representativos de uma transição entre os domínios litobioclásticos e biolitoclásticos. Estas características diferiram parcialmente do padrão observado durante o PCR-BS, considerando os pontos próximos da PMXL-1, onde as contribuições de areias predominaram, embora os teores de carbonato e outros parâmetros granulométricos tenham sido semelhantes. De acordo com a caracterização realizada pelo PCR-BS, a região central da plataforma continental média e externa da Bacia de Santos, onde se localiza a PMXL-1, caracteriza-se como uma zona de transição entre as porções norte e sul da bacia, com distintos regimes hidrodinâmicos e feições geomorfológicas. Tais características contribuem para esclarecer as diferenças granulométricas observadas na área monitorada como resultado da complexa hidrodinâmica local e do mosaico de feições sedimentológicas encontrado nesta área da plataforma continental da Bacia de Santos, posicionada em uma região de intervalo das feições de lamas que recobrem o leito marinho entre as isóbatas de 75 e 150 m ao norte e ao sul da Bacia.

Dentre os dados de sedimento da atual campanha, apenas para os metais biodisponíveis nota-se significância dos fatores de comparação avaliados, sendo que apenas o fator estação foi significativo para explicar a distribuição espacial de suas concentrações, demonstrando que as diferenças observadas são individuais, sem padrão estabelecido ou relacionável a uma possível influência da atividade, além de não apresentarem diferenças com as estações controle que permitam indicar concentrações fora da faixa considerável esperada e natural para a área. Além disso, a despeito dos FE verificados indicando, por vezes, moderado a severo enriquecimento, não há diferenças estatísticas nas análises temporais dos resultados entre as campanhas que substancie os valores de FE como uma tendência relevante.

Ao normalizar os dados de metais e, portanto, os efeitos da granulometria, observou-se maior semelhança entre os resultados da campanha atual e os do PCR-BS, de modo que a maior parte dos metais com dados normalizados apresentaram concentrações próximas do esperado para a área.

Em relação aos grupos mais representativos da macrofauna bentônica, foi possível observar que o filo Annelida apresentou maior contribuição na riqueza e densidade na maioria das amostras analisadas. Em relação aos indicadores ecológicos, também não foi possível estabelecer um padrão espacial de distribuição com base nos resultados da presente campanha, enquanto o histórico do projeto evidencia grande influência das diferenças metodológicas dos laboratórios envolvidos ao longo do monitoramento em todos os indicadores ecológicos avaliados.

A análise do esforço amostral obtida através da curva de *Jackknife1* sugere pouco incremento no número de táxons, mesmo com o aumento do esforço amostral, evidenciando que a comunidade bentônica local encontra-se suficientemente bem caracterizada pelas campanhas já ocorridas: na presente campanha, todos os filos encontrados já haviam sido registrados em pelo menos uma campanha anterior, e os resultados também são corroborados por registros realizados anteriormente para a costa brasileira.

A análise de agrupamento (*Cluster*) para os dados de densidade de bentos mostrou a formação de grupos dirigida pelos táxons mais importantes para a dissimilaridade entre as estações, sem qualquer organização que indicasse associações com a atividade da PMXL-1.

Para o ambiente pelágico, a análise integrada sugere agrupamentos de estações principalmente decorrentes do comportamento das variáveis temperatura, salinidade, MPS, nitrogênio amoniacal e nitrato, enquanto, de forma secundária, observou-se relação com a sequência de coleta das estações e a configuração da coluna d'água no momento da amostragem, sem que houvesse segregações entre estações controle e de monitoramento.

Para o ambiente bentônico, padrões de agrupamentos muito semelhantes foram observados ao considerar parâmetros químicos ou variáveis granulométricas, junto aos índices ecológicos, com a reordenação de apenas duas estações, sugerindo uma distribuição dos parâmetros químicos governada pela distribuição granulométrica, conforme esperado, tendo-se em conta o papel

preponderante da granulometria na captura e retenção de compostos orgânicos e elementos traço. Nesse contexto, as diferenças pontuais notadas, inclusive em área controle, se relacionam com heterogeneidade ambiental naturalmente observada na plataforma continental externa da região central da Bacia de Santos, caracterizada como uma zona de transição, tanto no sentido costa-oceano quanto no sentido norte-sul da Bacia.

Assim, a partir dos resultados obtidos na 17ª campanha do Projeto de Monitoramento Ambiental da Qualidade da Água e Sedimento no Entorno da Plataforma de Mexilhão (PMPR_MXL_C17), não foram observados impactos ambientais na área monitorada decorrentes da atividade da PMXL-1.

IX - BIBLIOGRAFIA

ABDUL, K. S. M.; JAYASINGHE, S. S.; CHANDANA, E. P.; JAYASUMANA, C.; DE SILVA, P. M. C. 2015. Arsenic and human health effects: A review. **Environmental Toxicology and Pharmacology**, 40(3), 828-846.

ADENIJI, A. O.; OKOH, O. O.; OKOH, A. I. 2017. Analytical methods for the determination of the distribution of total petroleum hydrocarbons in the water and sediment of aquatic systems: A review. **Journal of Chemistry**, n. 1, p. 5178937.

AGENCY FOR TOXIC SUBSTANCES AND DISEASE REGISTRY [ATSDR]. 2012. **Toxicological Profile for Vanadium**. Atlanta.

AGNEW, U. M.; SLESINGER, T. L. 2023. Zinc toxicity. **StatPearls**. StatPearls Publishing, Treasure Island. p1-7.

AL-GHOUTI, M. A.; AL-KAABI, M. A.; ASHFAQ, M. Y.; DA'NA, D. A. 2019. Produced water characteristics, treatment and reuse: A review. **Journal of Water Process Engineering**, 28, 222-239.

ALMEIDA, T. C. M.; VIVAN, J. M. 2011. Macrobenthic associations in a South Atlantic Brazilian enclosed bay: The historical influence of shrimp trawling. **Marine Pollution Bulletin**, v. 62, n. 10, p. 2190-2198.

AMARAL, A.C.Z., NONATO, E.F., PETTI, M.A.V. 1994. Contribution of the polychaetous annelids to the diet of some Brazilian fishes. **Mem. Mus. Nat. Hist. Natur. Paris**, 162, 331-337.

AMARAL, A. C. Z.; ROSSI-WONGTSCHOWSKI, C. L. 2004. **Biodiversidade bentônica da região sudeste-sul do Brasil, plataforma externa e talude superior**. Instituto Oceanográfico. Universidade de São Paulo.

AMBUS, P.; ZECHMEISTER-BOLTENSTERN, S. 2007. Denitrification and N-cycling in forest ecosystems. **Biology of the Nitrogen Cycle**, Elsevier, pp. 343-358.

ANDERSON, M. J.; GORLEY, R. N.; CLARKE, K. R. 2008. **PERMANOVA+ for PRIMER: guide to software and statistical methods**. The University of Chicago Press Plymouth.

ANDRADE, J. DE A.; AUGUSTO, F.; JARDIM, I. C. S. F. 2010. Biorremediação de solos contaminados por petróleo e seus derivados. **Eclética Química**, 35(3), 17–43.

APRILE, F. M.; BOUVY, M. 2010. Heavy metal levels in surface waters from a tropical river basin, Pernambuco State, northeastern Brazil. **Acta Scientiarum. Biological Sciences**, v. 32, n. 4, p. 357-364.

ARMSTRONG, R. A. 2014. When to use the Bonferroni correction. **Ophthalmic and Physiol Optics**, 34(5), 502-8.

ASCHNER, M.; GUILARTE, T. R.; SCHNEIDER, J. S.; ZHENG, W. 2007. Manganese: recent advances in understanding its transport and neurotoxicity. **Toxicology and Applied Pharmacology**, 221, 131-147.

AUSTRALIAN & NEW ZEALAND GUIDELINES FOR FRESH & MARINE WATER QUALITY [ANZECC]. 2000a. **The guidelines - Volume 1**. National water quality management strategy; no.4, ISSN 1038 7072, 314 pp.

_____[ANZECC]. 2000b/2013. **Toxicant default guideline values for sediment quality**. Disponível em: <https://www.waterquality.gov.au/anz-guidelines/guideline-values/default/sediment-quality-toxicants>. Acesso em: 21 ago. 2024.

_____[ANZECC]. 2021. **Toxicant default guideline values for aquatic ecosystems — technical briefs**. Disponível em: <https://www.waterquality.gov.au/anz-guidelines/guideline-values/default/water-quality-toxicants/toxicants/>. Acesso em: 21 ago. 2024.

BAKER, J. M. 1970. The effects of oils on plants. **Environmental Pollution** 1(1): 27-44.

BENAVIDES, M.; BEDNARZ, V. N.; FERRIER-PAGÈS, C. 2017. Diazotrophs: overlooked key players within the coral symbiosis and tropical reef ecosystems. **Frontiers in Marine Science**, v. 4, p. 10.

BÍCEGO, M. C., TANIGUCHI, S., YOGUI, G. T., MONTONE, R. C., SILVA, D. A. M. DA, LOURENÇO, R. A., MARTINS, C. C.; SASAKI, S. T.; PELLIZARI, V. H.; WEBER, R. R. 2006. Assessment of contamination by polychlorinated biphenyls and aliphatic and aromatic hydrocarbons in sediments of the Santos and São Vicente Estuary System, São Paulo, Brazil. **Marine Pollution Bulletin**, 52(12), 1804–1816.

BIRCH, G. F. 2017. Determination of sediment metal background concentrations and enrichment in marine environments—a critical review. **Science of the Total Environment**, v. 580, p. 813-831.

BLEIDORN, C.; HELM, C.; WEIGERT, A.; AGUADO, M. T. 2015. pp. 193 – 230. Annelida. *In*: Wanniger, A. **Evolutionary Developmental Biology of Invertebrates**. Vol. 2 Lophotrochozoa (Spiralia). Springer, ISBN 978-3-7091-1870-2.

BOLDEN, A. L.; KWIATKOWSKI, C. F.; COLBORN, T. 2015. New look at BTEX: are ambient levels a problem? **Environmental Science & Technology**, v. 49, n. 9, p. 5261-5276.

BOULOUBASSI, I.; SALIOT, A. 1993. Investigation of anthropogenic and natural organic inputs in estuarine sediments using hydrocarbons markers (NAH, LAB, PAH). **Oceanologica Acta**, 16(2), 145-161.

BOYD, C. E.; TUCKER, C. S.; VIRIYATUM, R. 2011. **Interpretation of pH, acidity, and alkalinity in aquaculture and fisheries**. North American Journal of Aquaculture, 73(4), 403-408.

BOYD, E.; KILLHAM, K.; MEHARG, A. 2001. Toxicity of mono-, di- and tri-chlorophenols to lux marked terrestrial bacteria *Burkholderia* species Rasc C2 and *Pseudomonas fluorescens*. **Chemosphere**, v. 43(2), 157-166.

BRADL, H. 2005. **Heavy metals in the environment: origin, interaction and remediation**. Elsevier/Academic Press, London, 269 pp

BRANDINI, F. P.; CHUQUI, M. G.; TURA, P. M.; MICHELAZZO, L. S.; CAMPOS, G. S.; ROQUE, G.; ORNELAS, B.; COUTO, V.; LINS, J. V. H. 2022. Caracterização Química e Biológica do Sistema Pelágico da Bacia de Santos: Caracterização Biogeoquímica do Sistema Pelágico. In: **Projeto de Caracterização Regional da Bacia de Santos – PCR-BS**. Rio de Janeiro: Petrobras, v. 5. p. 25-61. Disponível em: <https://comunicabaciadesantos.petrobras.com.br/sites/default/files/PCR-BS_Volume_5_Sistema_Pelagico_da_Bacia_de_Santos.pdf>. Acesso em 12 nov. 2023.

BREWER, R.; NAGASHIMA, J.; KELLEY, M.; HESKETT, M.; RIGBY, M. 2013. Risk-based evaluation of total petroleum hydrocarbons in vapor intrusion studies. **International Journal of Environmental Research and Public Health**, 10, 2441-2467.

BROWN, K. M.; LYDEARD, C. 2010. Mollusca: gastropoda. In: **Ecology and classification of North American freshwater invertebrates**. Academic Press, p. 277-306.

BRUN, N. R.; LENZ, M.; WEHRLI, B.; FENT, K. 2014. Comparative effects of zinc oxide nanoparticles and dissolved zinc on zebrafish embryos and eleuthero-embryos: importance of zinc ions. **Science of the Total Environment**, 476, 657-666.

BUCHMAN, M. F. 2008. **National Oceanic and Atmospheric Administration - Screening Quick Reference Tables (NOAA SQiRTs)**. Disponível em: <https://repository.library.noaa.gov/view/noaa/9327>. Acesso em: 10 ago. 2024.

BUXTON, S.; GARMAN, E.; HEIM, K.E.; LYONS-DARDEN, T.; SCHLEKAT, C. E.; TAYLOR, M. D., OLLER, A. R. 2019. Concise review of nickel human health toxicology and ecotoxicology. **Inorganics**, 7, 1-89.

BYRNE, R.; KUMP, L.R. CANTRELL, K.J. 1988. The influence of temperature and pH on trace metal speciation in seawater. **Marine Chemistry**, 25, 163-181.

CALDAS, M. F.; ZALÁN, P. V. 2009. Reconstituição cinemática e tectono-sedimentação associada a domos salinos nas águas profundas da Bacia de Santos, Brasil. **Boletim de Geociências da Petrobras**, v. 17, n. 2, p. 227-248.

CALLENDER, E. 2003 Heavy metals in the environment-historical trends. **Treatise on Geochemistry**, 9, 67–105.

CANADIAN COUNCIL OF MINISTERS OF THE ENVIRONMENT [CCME]. 1999. Canadian water quality guidelines for the protection of aquatic life: Summary table. In: **Canadian environmental quality guidelines**, 1999, Canadian Council of Ministers of the Environment, Winnipeg.

_____. [CCME]. 2001. Canadian sediment quality guidelines for the protection of aquatic life: Summary table. Updated. In: **Canadian environmental quality guidelines**, 1999, Canadian Council of Ministers of the Environment, Winnipeg.

CARREIRA, R.S. 2000. **Investigação sobre o acréscimo da estocagem de carbono em ambientes fertilizados pela ação antropogênica: a baía de Guanabara como modelo**. Tese de Doutorado, Pontifícia Universidade Católica do Rio de Janeiro, 201 p.

CARREIRA, R. DA S., CANUEL, E. A., MACKO, S. A., LOPES, M. B., LUZ, L. G., & JASMIM, L. N., 2012. On the accumulation of organic matter on the southeastern Brazilian continental shelf: a case study based on a sediment core from the shelf off Rio de Janeiro. **Brazilian Journal of Oceanography**, 60(1), 75–87.

CARREIRA, R.S., LAZZARI, L., ROCHA, M.C., ROZO, L., MARTINS, D., COIMBRA, L., SCOFIELD, A., ALMEIDA, L., MASSONE, C.G., NASCIMENTO, J., MELO, P.T.S., KALAS, F., 2022. Caracterização Química e Biológica do Sistema Bentônico da Bacia de Santos: Origem e Distribuição da Matéria Orgânica Sedimentar da Bacia de Santos usando Indicadores Geoquímicos. In: **Projeto de Caracterização Regional da Bacia de Santos – PCR-BS**. Rio de Janeiro: Petrobras, v. 4. p. 357-415. Disponível em: <https://comunicabaciadesantos.petrobras.com.br/sites/default/files/PCR-BS_Volume_4_Sistema_Bentonico_da_Bacia_de_Santos_.pdf>. Acesso em 05 abr. 2023.

CASTELAO, R.M.; BARTH, J.A., 2006. Upwelling around Cabo Frio, Brazil: The Importance of Wind Stress Curl. **Geophysical Research Letters**, 33, 1-4.

CASTRO P.; HUBER M. E. 2012. **Biologia Marinha**. AMGH Editora.

CASTRO, B. M.; MIRANDA, L. B. 1998. Physical oceanography of the Western Atlantic continental shelf located between 4° N and 34° S coastal segment (4,W) In: ROBINSON, A. R.; BRINK, K.H. (Eds). **The Sea: The global coastal ocean – Regional studies and syntheses**. John Wiley & Sons, 11, 209-251.

CAUSSY, D.; GOCHFELD, M.; GURZAU, E.; NEAGU, C.; RUEDEL, H. 2003. Lessons from case studies of metals: investigating exposure, bioavailability, and risk. **Ecotoxicology and Environmental Safety**, v. 56, n. 1, p. 45-51.

CELINO, J. J.; VEIGA, I. G.; TRIGÜIS, J. A.; QUEIROZ, A. F. S. 2008. Fonte e distribuição de hidrocarbonetos do petróleo nos sedimentos da Baía de Todos os Santos, Bahia. **Brazilian Journal of Aquatic Science and Technology**, v. 12, n. 1, p. 31-38.

CERDA, C.; CASTRO, B. M. 2014. Hydrographic climatology of South Brazil Bight shelf waters between Sao Sebastiao (24 S) and Cabo Sao Tome (22 S). **Continental Shelf Research**, v. 89, p. 5-14.

CHANG, L. W.; MAGOS, L.; SUZUKI, T.1996. **Toxicology of Metals**. CRC Press Boca Raton. FL, USA.

CLARKE K. R. 1993. Non-parametric multivariate analyses of changes in community structure. **Australian Journal of Ecology**, 18(1), 117-143.

Clarke, K.R. and Gorley, R.N. (2006 or 2015) **PRIMER v6 (or v7): User Manual/Tutorial**. Plymouth: PRIMER-E.

CLARKE, K. R.; WARWICK, R. M. 1994. Change in Marine Communities: An Approach to Statistical Analysis and Interpretation. **PRIMER-E Ltd**. Plymouth, UK, 144 p.

COMPANHIA AMBIENTAL DO ESTADO DE SÃO PAULO [CETESB]. 2012. Manganês. **Ficha de informação toxicológica**. Disponível em: https://cetesb.sp.gov.br/laboratorios/wp-content/uploads/sites/24/2021/05/Mangan_e%CC%82s.pdf. Acesso em: 01 jul. 2024.

COMPANHIA AMBIENTAL DO ESTADO DE SÃO PAULO [CETESB]. 2016. **Apêndice e Significado Ambiental e Sanitário das Variáveis de Qualidade das Águas e dos Sedimentos e Metodologias Analíticas e de Amostragem**. 52 p.

COMPANHIA AMBIENTAL DO ESTADO DE SÃO PAULO [CETESB]. **Ficha de informação toxicológica: Nitrato e nitrito**. 2022. Companhia Ambiental do Estado de São Paulo, São Paulo.

CONSELHO NACIONAL DO MEIO AMBIENTE [CONAMA]. 2005. Resolução n. 357, de 17 de março de 2005. Dispõe sobre a classificação dos corpos de água e diretrizes ambientais para o seu enquadramento, bem como estabelece as condições e padrões de lançamento de efluentes, e dá outras providências. **Diário Oficial da União**, Brasília.

CONSELHO NACIONAL DO MEIO AMBIENTE [CONAMA]. 2007. Resolução n. 393, de 8 de agosto de 2007. Dispõe sobre o descarte contínuo de água de processo ou de produção em plataformas marítimas de petróleo e gás natural, e dá outras providências. **Diário Oficial da União**, Brasília.

CONSELHO NACIONAL DO MEIO AMBIENTE [CONAMA]. 2012. Resolução n. 454, de 1 de novembro de 2012. **Estabelece as diretrizes gerais e os procedimentos referenciais para o gerenciamento do material a ser dragado em águas sob jurisdição nacional**. Diário Oficial da União, Brasília, 8 nov. 2012. Seção 1, p. 66-69.

CORREIA, F. N.; BEZERRA, I. S. 2015. A poluição causada por petróleo e suas consequências para o meio marinho. In: **I Congresso Nacional de Engenharia de Petróleo, Gás Natural e Biocombustíveis**.

CULLEN, J. M.; ALLWOOD, J. M. 2013. Mapping the global flow of aluminum: From liquid aluminum to end-use goods. **Environmental Science & Technology**, v. 47, n. 7, p. 3057-3064.

CUMMINGS, K. S.; GRAF, D. L. 2010. Mollusca: bivalvia. *In: Ecology and classification of North American freshwater invertebrates*. Academic Press, p. 309-384.

CUTLER, W. G.; BREWER, R. C.; EL-KADI, A.; HUE, N. V.; NIEMEYER, P. G.; PEARD, J.; RAY, C. 2013. Bioaccessible arsenic in soils of former sugar cane plantations, Island of Hawaii. **Science of the Total Environment**, 442, 177-188.

DAS, A. P.; GHOSH, S.; MOHANTY, S.; SUKLA, L. B. 2014. Consequences of manganese compounds: a review. **Toxicological & Environmental Chemistry**, 96, 981-997.

DEAN, H. K. 2008. The use of polychaetes (Annelida) as indicator species of marine pollution: a review. **Revista de Biología Tropical**, v. 56, n. 4, p. 11-38.

DIAS, J. A. 2004. **A análise sedimentar e o conhecimento dos sistemas marinhos**. Universidade do Algarve. E-Books.

DICKSON, A.G. 1993. The measurement of sea water pH. **Marine Chemistry**, 44, 131-142.

DOMINGUEZ, J. M. L.; SILVA, R. P.; NUNES, A. S.; FREIRE, A.F. M., 2013. The narrow, shallow, low-accommodation shelf of central Brazil: **Sedimentology, evolution, and human uses**. *Geomorphology*, 203: 46-59.

DOTTORI, M., SASAKI, D.K., SILVA, D.A., GIOVANNINO-JUNIOR, S.R.D., PINTO, A.P., SANTOS, A.D., BIROCCHI, P., NASCIMENTO, R.F., GNAMAH, M., 2022. Meteorologia e Oceanografia Física da Bacia de Santos: Caracterização da Oceanografia Física da Plataforma Continental da Bacia de Santos. *In: Projeto de Caracterização Regional da Bacia de Santos – PCR-BS*. Rio de Janeiro: Petrobras, v. 3. p. 317-362. Disponível em: <<https://comunicabaciadesantos.petrobras.com.br/documents/d/comunica-bacia->

de-santos/pcr-

bs_volume_3_meteorologia_oceanografia_fisica_da_bacia_de_santos_?download=true>. Acesso em 11 out. 2024.

DOTTORI, M.; SASAKI, D. K.; SILVA, D. A.; DEL-GIOVANNINO, S. R.; PINTO, A. P.; GNAMAH, M.; ...; MOREIRA, D. L. 2023. Hydrographic structure of the continental shelf in Santos Basin and its causes: The SANAGU and SANSED campaigns (2019). **Ocean and Coastal Research**, 71(suppl 3), e23013.

DROPPO, I. G. 2001. Rethinking what constitutes suspended sediment. **Hydrological Processes**, v. 15, n. 9, p. 1551-1564.

DUHAMEL, S., DIAZ, J. M., ADAMS, J. C., DJAOUDI, K., STECK, V., & WAGGONER, E. M. 2021. Phosphorus as an integral component of global marine biogeochemistry. **Nature Geoscience**, 14(6), 359-368.

DUNN, O. J. 1961. Multiple Comparisons among Means. **Journal of the American Statistical Association**, 56(293), 52-64.

EMERSON, K.; RUSSO, R.C.; LUND, R.E.; THURSTON, R.V. 1975. Aqueous ammonia equilibrium calculations: effect of pH and temperature. **Journal of the Fisheries Board of Canada**, 32(12), pp.2379-2383.

EMERY, W. J. 2001. Water types and water masses. **Encyclopedia of Ocean Sciences**, 6, 3179-3187.

ENGUIG GONZÁLEZ, A.; TERNERO RODRÍGUEZ, M.; JIMÉNEZ SÁ, J. C.; FERNÁNDEZ E., A. J.; BARRAGÁN DE LA ROSA, F. J. 2000. Assessment of metals in sediments in a tributary of Guadalquivir River (Spain). Heavy metal partitioning and relation between the water and sediment system. **Water, Air, and Soil Pollution**, 121, 11-29.

ESTEVEZ, F. A. 2011. **Fundamentos de limnologia**. Rio de Janeiro: Interciência, p. 826.

EUROPEAN FOOD SAFETY AUTHORITY [EFSA]. 2011. Statement of EFSA on the Evaluation of a new study related to the bioavailability of aluminium in food. **EFSA Journal**, v. 9, n. 5, p. 2157.

EXLEY, C. 2013. Human exposure to aluminium. **Environmental Science: Processes & Impacts**, v. 15, n. 10, p. 1807-1816.

FELIX, A.; HORN FILHO, N. O. 2020. **Apostila Sedimentologia**. Florianópolis: Edições do Bosque, 177p. E-ISBN 978-65-991949-8-6.

FENDORF, S.; NICO, P. S.; KOCAR, B. D.; MASUE, Y.; TUFANO, K. J. 2010. Arsenic chemistry in soils and sediments. **Developments in Soil Science**, v. 34, pp. 357-378. Elsevier.

FETTWEIS, M.; LEE, B. J. 2017. Spatial and Seasonal Variation of Biomineral Suspended Particulate Matter Properties in High-Turbid Nearshore and Low-Turbid Offshore Zones. **Water**, v 9, n 9, 694.

FIGUEIREDO JR., A. G., CARNEIRO, J. C., SANTOS-FILHO, J.R. 2022. Geomorfologia e Sedimentologia da Plataforma Continental e Distribuição de Sedimentos no Talude e Platô de São Paulo na Bacia de Santos. In: **Projeto de Caracterização Regional da Bacia de Santos – PCR-BS**. Rio de Janeiro: Petrobras, v. 2. p. 49-78. Disponível em: <https://comunicabaciadesantos.petrobras.com.br/sites/default/files/PCR-BS_Volume_2_Sistema_Pelagico_da_Bacia_de_Santos.pdf>. Acesso em 04 abr. 2023.

FIGUEIREDO JR., A. G.; CARNEIRO, J. C.; FILHO, J. R. S. 2023. Basin continental shelf morphology, sedimentology, and slope sediment distribution. **Ocean and Coastal Research**, v. 71, n. Supl 3, p. e23007.

FITZGERALD, W.F.; LAMBORG. 2005. Geochemistry of mercury in the environment. Environmental Geochemistry. **Treatise on Geochemistry**. p. 107-148.

FLORES MONTES, M. J. 2003. **Fatores que influenciam na produtividade dos oceanos: a importância do fluxo de difusão dos nutrientes para a biomassa**

do fitoplâncton na região oceânica do nordeste brasileiro. Universidade Federal de Pernambuco, Tese de Doutorado (Recife, Brasil), 179p.

FLORES MONTES, M. J.; ZANARDI-LAMARDO, E.; YOGUI, G. T. 2021. Introdução à oceanografia química. In: Viana, D. L.; Oliveira J. E. L.; Hazin, F. H. V.; Souza, M. A. C. (Eds.). **Ciências do Mar: dos Oceanos do Mundo ao Nordeste do Brasil**. Volume 1 – Oceano, Clima, Ambientes e Conservação. Via Design Publicações, Recife, pp. 52-73.

FOLK, R. L.; WARD, W. 1957. Brazos River bar: a study in the significance of grain size parameters. **Journal of Sedimentary Research Petrology**, 27:3-26.

GABARDO, I. T.; PLATTE, E. B.; ARAUJO, A. S.; PULGATTI, F. H. 2011. Evaluation of produced water from Brazilian offshore platforms. **Produced Water: Environmental Risks and Advances in Mitigation Technologies**, p. 89-113.

GALLOTTA, F.D.C., COELHO, C.H., SILVA, G.C., HECKMANN, L.P.A., SANTOS, F.R., ARAÚJO, L.F.M., SALLES, V.C., LIMA, D.P., COSTA, J.O., PEREIRA, B.C., CANTO, E.M., PESSOA, A.R., OLIVEIRA, F.M., SILVA, L.O., 2022. Caracterização Química e Biológica do Sistema Pelágico da Bacia de Santos: Hidrocarbonetos no sistema pelágico da Bacia de Santos. In: **Projeto de Caracterização Regional da Bacia de Santos – PCR-BS**. Rio de Janeiro: Petrobras, v. 5. p. 276-307.

Disponível em: <https://comunicabaciadesantos.petrobras.com.br/documents/d/comunica-bacia-de-santos/pcr-bs_volume_5_sistema_pelagico_da_bacia_de_santos?download=true>. Acesso em 11 out. 2024.

GAMBOA, L.A.P.; MACHADO, M.P.; DA SILVEIRA, D.P.; DE FREITAS, J.T.R.; DA SILVA, S.P.; MOHRIAK, W.; SZATMARI, P.; ANJOS, S. 2008. Evaporitos estratificados no Atlântico Sul: interpretação sísmica e controle tectono-estratigráfico na Bacia de Santos. **Sal: Geologia e Tectônica**, pp.340-359.

GARRISON, T., 2010. **Fundamentos de Oceanografia**. 4. ed., Cengage Learning, São Paulo, 426 p.

GENCHI, G.; SINICROPI, M. S.; LAURIA, G.; CAROCCI, A.; CATALANO, A. 2020. The effects of cadmium toxicity. **International Journal of Environmental Research and Public Health**, 17(11), 3782.

GIRIBET, G.; EDGECOMBE, G. D. 2013. The phylogeny and evolutionary history of arthropods. **Current Biology**, v. 29, n. 12, p. R592-R602.

GLUD, R. N. 2008. Oxygen dynamics of marine sediments. **Marine Biology Research**, 4(4), 243-289.

GOMES, L. F. A. M.; MARANHÃO, F. J. C. 2008. A exploração de gás natural em Mexilhão: análise multicritério pelo método Todim. **Pesquisa Operacional**, v. 28, p. 491-509.

GOMES, F.; GODOY, J.M.; GODOY, M.L.D.; DE CARVALHO, Z.L.; LOPES, R.T.; SANCHEZ-CABEZA, J.A.; DE LACERDA, L.D.; WASSERMAN, J.C. 2009. Metal concentrations, fluxes, inventories and chronologies in sediments from Sepetiba and Ribeira Bays: a comparative study. **Marine Pollution Bulletin**, 59(4-7), pp.123-133.

GONZÁLEZ-GAYA, B.; FERNÁNDEZ-PINOS, M. C.; MORALES, L.; MÉJANELLE, L.; ABAD, E.; PIÑA, B.; DUARTE, C. M.; JIMÉNEZ, B.; DACHS, J. 2016. High atmosphere–ocean exchange of semivolatile aromatic hydrocarbons. **Nature Geoscience**, v. 9, n. 6, p. 438-442.

GONZALEZ-RODRIGUEZ, E.; VALENTIN, J.L.; ANDRÉ, D.L.; JACOB, S.A. 1992. Upwelling and downwelling at Cabo Frio (Brazil): comparison of biomass and primary production responses. **Journal of Plankton Research**, 14(2), pp.289-306.

GRABOWSKI, R. C.; DROPPO, I. G.; WHARTON, G. 2011. Erodibility of cohesive sediment: The importance of sediment properties. *Earth-Science Reviews*, v. 105, n. 3-4, p. 101-120.

GRANT, A.; BRIGGS, A. D. 2002. Toxicity of sediments from around a North Sea oil platform: are metals or hydrocarbons responsible for ecological impacts? **Marine Environmental Research**, v. 53, n. 1, p. 95-116.

GRAY, J. S.; ELLIOTT, M. 2009. **Ecology of marine sediments: from science to management**. Oxford University Press.

GRUBBS, F. 1950. Sample criteria for testing outlying observations. **Annals of Mathematical Statistics**. 21:27-58

GRUBER, N. 2008. The Marine Nitrogen Cycle: Overview and Challenges. *In*: **Nitrogen in the Marine Environment**, pp. 1-50. Academic Press.

GUMMOW, B. 2011. Vanadium: environmental pollution and health effects. **Encyclopedia of Environmental Health**. Amsterdam: Elsevier. p. 628-636.

GUO, H.; LIU, H.; JIAN, Z.; CUI, H.; FANG, J.; ZUO, Z.; DENG, J.; LI, Y.; WANG, X.; ZHAO, L.; HE, R.; TANG, H. 2020. Immunotoxicity of nickel: Pathological and toxicological effects. **Ecotoxicology and Environmental Safety**, 203, 1-10.

GUO, T.; DELAUNE, R. D.; PATRICK JR, W. H. 1997. The influence of sediment redox chemistry on chemically active forms of arsenic, cadmium, chromium, and zinc in estuarine sediment. **Environment International**, v. 23, n. 3, p. 305-316.

HAMILTON, D. S.; PERRON, M. M.; BOND, T. C.; BOWIE, A. R.; BUCHHOLZ, R. R.; GUIEU, C.; MAHOWALD, N. M. 2022. Earth, wind, fire, and pollution: Aerosol nutrient sources and impacts on ocean biogeochemistry. **Annual Review of Marine Science**, 14(1), 303-330.

HAMMER, Ø; HARPER, D. A. T.; RYAN, P. D. 2001. PAST: Paleontological Statistics software package for education and data analysis. **Paleontologia Electronica**, 4, 9.

HANKEN, N.; BJØRLYKKE, K.; NIELSEN, J. K. 2015. Carbonate sediments. **Petroleum Geoscience: from Sedimentary Environments to Rock Physics**, p. 151-216.

HANSEL, C. M. 2017. Manganese in marine microbiology. **Advances in Microbial Physiology**, 70, 37-83.

HARMON, L. J.; LOSOS, J. B. 2005. The effect of intraspecific sample size on type I and type II error rates in comparative studies. **Evolution**, v. 59, n. 12, p. 2705-2710.

HE, X.; AUGUSTO, L.; GOLL, D. S.; RINGEVAL, B.; WANG, Y.; HELFENSTEIN, J.; HUANG, Y.; YU, K.; WANG, Z.; YANG, Y.; AND HOU, E. 2021. Global patterns and drivers of soil total phosphorus concentration. **Earth System Science Data**, 13, 5831-5846.

HENRICHS, S. M., 1992. **Early diagenesis of organic matter in marine sediments: progress and perplexity**. Marine Chemistry, 39 (1–3): 119-149.

HOFFMANN, L. J.; BREITBARTH, E.; BOYD, P. W.; HUNTER, K. A. 2012. Influence of ocean warming and acidification on trace metal biogeochemistry. **Marine Ecology Progress Series**, v. 470, p. 191-205.

HORIE, Y.; YONEKURA, K.; SUZUKI, A.; TAKAHASHI, C. 2020. Zinc chloride influences embryonic development, growth, and Gh/Igf-1 gene expression during the early life stage in zebrafish (*Danio rerio*). **Comparative Biochemistry and Physiology Part C: Toxicology & Pharmacology**, 230, 108684.

HU, S. Z.; LI, S. F.; WANG, J. H.; CAO, J. 2018. Origin of unresolved complex mixtures (UCMs) in biodegraded oils: Insights from artificial biodegradation experiments. **Fuel**, v. 231, p. 53-60.

HUGGETT, D. B.; STEEVENS, J. A.; ALLGOOD, J. C.; LUTKEN, C. B.; GRACE, C. A.; BENSON, W. H. 2001. Mercury in sediment and fish from North Mississippi Lakes. **Chemosphere**, 42, 923-929.

HUSSAR, E.; RICHARDS, S.; LIN, Z. Q.; DIXON, R. P.; JOHNSON, K. A. 2012. Human health risk assessment of 16 priority polycyclic aromatic hydrocarbons in soils of Chattanooga, Tennessee, USA. **Water, Air, & Soil Pollution**, v. 223, p. 5535-5548.

HYLLAND, K. 2006. Polycyclic Aromatic Hydrocarbon (PAH) Ecotoxicology in Marine Ecosystems. **Journal of Toxicology and Environmental Health, Part A**, 69(1-2), 109-123.

IGBOKWE, I. O.; IGWENAGU, E.; IGBOKWE, N. A. 2019. Aluminium toxicosis: a review of toxic actions and effects. **Interdisciplinary Toxicology**, v. 12, n. 2, p. 45.

JAFARI, M.; ANSARI-POUR, N. 2019. Why, when and how to adjust your P values? **Cell Journal**, v. 20, n. 4, p. 604.

JAMES, I. D. 2002. Modelling pollution dispersion, the ecosystem and water quality in coastal waters: A review. **Environmental Modelling & Software**, 17(4), 363-385.

JONES, I. S. F. 2011. Contrasting micro-and macro-nutrient nourishment of the ocean. **Marine Ecology Progress Series**, v. 425, p. 281-296.

JONES-LEE, A.; LEE, G. F. 2005. Role of iron chemistry in controlling the release of pollutants from resuspended sediments. Remediation Journal: **The Journal of Environmental Cleanup Costs, Technologies & Techniques**, v. 16, n. 1, p. 33-41.

ARAÚJO Jr., M.A.G.; CANTO, E.M.; PEREIRA, B.C.; NASCIMENTO, M.S.; MEIRELLES Jr., R.O.; VIEIRA, L.M.; SILVA, L.O.; PESSOA, A.R.; OLIVEIRA, F.F.; SILVA, A.L.A.; TEIXEIRA, B.S. 2022. Caracterização Química e Biológica do Sistema Bentônico da Bacia de Santos: Elementos-traço nos Sedimentos Superficiais da Bacia de Santos. In: **Projeto de Caracterização Regional da Bacia de Santos – PCR-BS**. Rio de Janeiro: Petrobras, v. 4. p. 416-659. Disponível em: <https://comunicabaciadesantos.petrobras.com.br/sites/default/files/PCR-BS_Volume_4_Sistema_Bentonico_da_Bacia_de_Santos_.pdf>. Acesso em 05 abr. 2023.

KIRK, J.T. 1994. **Light and photosynthesis in aquatic ecosystems**. Cambridge University Press, Cambridge, 401 pp.

KOLAROVA, N.; NAPIÓRKOWSKI, P. 2021. Trace elements in aquatic environment. Origin, distribution, assessment and toxicity effect for the aquatic biota. **Ecohydrology & Hydrobiology**, 21(4), 655-668.

KONTAS, A. 2008. Trace metals (Cu, Mn, Ni, Zn, Fe) contamination in marine sediment and zooplankton samples from Izmir Bay. (Aegean Sea, Turkey). **Water, Air, and Soil Pollution**, 188, 323-333.

KRISHNA, S.; JAISWAL, A.K.; GUPTA, M.; SHARMA, D.K.; ALI, Z. 2020. Barium poisoning with analytical aspects and its management. **International Journal of Advanced Research in Medicinal Chemistry**, 2, 20-27.

KÜLTZ, D. 2015. Physiological mechanisms used by fish to cope with salinity stress. **The Journal of Experimental Biology**, v. 218, n. 12, p. 1907-1914.

KUMAR, M.; BOLAN, N. S.; HOANG, S. A.; SAWARKAR, A. D.; JASEMIZAD, T.; GAO, B.; KEERTHANAN, S.; PADHYE, L. P.; SINGH, L.; KUMAR, S.; VITHANAGE, M.; LI, Y.; ZHANG, M.; KIRKHAM, M. B.; VINU, A.; RINKLEBE, J. 2021. Remediation of soils and sediments polluted with polycyclic aromatic hydrocarbons: to immobilize, mobilize, or degrade? **Journal of Hazardous Materials**, v. 420, p. 126534.

KUPPUSAMY, S.; MADDELA, N. R.; MEGHARAJ, M.; VENKATESWARLU, K. 2020. Total petroleum hydrocarbons. **Environmental Fate, Toxicity, and Remediation**. 264 pp.

LALLI, C. M.; PARSONS, T. R. 1997. **Biological Oceanography: An Introduction**. Oxford, UK: Butterworth-Heinemann, 323 pp.

LALONDE, K.; MUCCI, A.; OUELLET, A.; GÉLINAS, Y. 2012. Preservation of organic matter in sediments promoted by iron. **Nature**, 483, 198-200.

LARSONNEUR, C. 1977. La cartographie des depot meubles sur le plateau continental francais: methode mise au point et utilisee en manche. **Journal de Recherche Océanographique**, 2, 34-39.

LAVRADO, H.P., DALTO, A.G., MOURA, R.B., 2022. Caracterização Química e Biológica do Sistema Bentônico da Bacia de Santos: Macrofauna Bentônica da Plataforma Continental da Bacia de Santos. In: **Projeto de Caracterização Regional da Bacia de Santos – PCR-BS**. Rio de Janeiro: Petrobras, v. 4. p. 241-287. Disponível em: <https://comunicabaciadesantos.petrobras.com.br/sites/default/files/PCR-BS_Volume_4_Sistema_Bentonico_da_Bacia_de_Santos_.pdf>. Acesso em 05 abr. 2023.

LE PABIC, C.; CAPLAT, C.; LEHODEY, J. P, DALLAS, L.; KOUETA, N. 2015. Physiological perturbations in juvenile cuttlefish *Sepia officinalis* induced by subchronic exposure to dissolved zinc. **Marine Pollution Bulletin**, 95, 678-687.

LEE, S.; FUHRMAN, J. A., 1987. Relationships between Biovolume and Biomass of Naturally Derived Marine Bacterioplankton. **Applied and Environmental Microbiology**, p: 1298-1303.

LIBES, S. 2011. **Introduction to marine biogeochemistry**. Academic Press. 909 p.

LIN, Y. C.; CHANG-CHIEN, G. P.; CHIANG, P. C.; CHEN, W. H.; LIN, Y. C. 2013. Multivariate analysis of heavy metal contaminations in seawater and sediments from a heavily industrialized harbor in Southern Taiwan. **Marine Pollution Bulletin**, v. 76, n. 1-2, p. 266-275.

LIU, G.; CAI, Y.; O'DRISCOLL, N.; FENG, X.; JIANG, G. 2012. Overview of mercury in the environment. **Environmental Chemistry and Toxicology of Mercury**, p. 1-12.

LIU, Z.; LIU, J.; GARDNER, W. S.; SHANK, G. C.; OSTROM, N. E. 2016. The impact of Deepwater Horizon oil spill on petroleum hydrocarbons in surface waters of the northern Gulf of Mexico. **Deep Sea Research Part II: Topical Studies in Oceanography**, v. 129, p. 292-300.

LOPES, W.A.; ANDRADE, J.D. 1996. Fontes, formação, reatividade e quantificação de hidrocarbonetos policíclicos aromáticos (HPA) na atmosfera. **Química Nova**, 19, 497-516.

LU, X., XU, J., XU, Z. D. AND LIU, X. S. 2021. Assessment of Benthic Ecological Quality Status Using Multi-Biotic Indices Based on Macrofaunal Assemblages in a Semi-Enclosed Bay. **Frontiers in Marine Science**, 8:734710.

LV, Y. Z.; YAO, L.; WANG, L.; LIU, W. R.; ZHAO, J. L.; HE, L. Y.; YING, G. G. 2019. Bioaccumulation, metabolism, and risk assessment of phenolic endocrine disrupting chemicals in specific tissues of wild fish. **Chemosphere**, v. 226, p. 607-615.

MACHADO, G. M. V.; PINHEIRO, B. L. 2021. Depósitos fluviais e marinhos na Zona Costeira: uma abordagem sedimentológica e morfológica da região de Vitória, ES. **Geografares**, n. 33.

MACHADO, W.; SANTELLI, R. E.; LOUREIRO, D. D.; OLIVEIRA, E. P.; BORGES, A. C.; MA, V. K.; LACERDA, L. D. 2008. Mercury accumulation in sediments along an eutrophication gradient in Guanabara Bay, Southeast Brazil. **Journal of the Brazilian Chemical Society**, v. 19, p. 569-575.

MADEJÓN, P. 2013. Barium. **Heavy Metals in Soils: Trace Metals and Metalloids in Soils and Their Bioavailability**, p. 507-514.

MAGALHÃES D.; MARQUES M.; BAPTISTA D.; FORSIN D.; BUSS D. 2015. Metal bioavailability and toxicity in freshwaters **Environmental Chemistry Letters**, 13, 69-87.

MAHIQUES, M. M., TESSLER, M. G., CIOTTI, A. M., SILVEIRA, I. C. A., SOUSA, S. H. DE M., F., R. C. L., TASSINARI, C. C. G., FURTADO, V. V.; PASSOS, R. F., 2004. Hydrodynamically driven patterns of recent sedimentation in the shelf and upper slope off Southeast Brazil. **Continental Shelf Research**, 24(15), 1685–1697.

MARGALEF, R. 1972. Homage to Evelyn Hutchinson, or why there is an upper limit to diversity. Connecticut Academy of Arts and Sciences, 211-235. In: MAGURRAN, A. E. 2003. **Measuring biological diversity**. John Wiley & Sons.

MATTEUCCI, S. D.; COLMA, A. 1982. **Metodología para el estudio de la vegetación**. Washington, DC: Secretaría general de la organización de los estados americanos.

MCDONALD, D. D. 1994. Approach to the Assessment of Sediment Quality in Florida Coastal Waters. **Development and Evaluation of Sediment Quality Assessment Guidelines - Volume 1**. Florida Department of Environmental Protection Office of Water Policy. 123 pp.

MCGRATH, J. A.; JOSHUA, N.; BESS, A. S.; PARKERTON, T. F. 2019. Review of polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs) sediment quality guidelines for the protection of benthic life. **Integrated Environmental Assessment and Management**, v. 15, n. 4, p. 505-518.

MEDEIROS, P. M.; BÍCEGO, M. C. 2004. Investigation of natural and anthropogenic hydrocarbon inputs in sediments using geochemical markers. II. São Sebastião, SP—Brazil. **Marine Pollution Bulletin**, 49(11-12), 892–899.

MEEDER, E.; MACKEY, K. R.; PAYTAN, A.; SHAKED, Y.; ILUZ, D.; STAMBLER, N.; ...; LAZAR, B. 2012. Nitrite dynamics in the open ocean clues from seasonal and diurnal variations. **Marine Ecology Progress Series**, 453, 11-26.

MENZIE, C. A.; SOUTHWORTH, B.; STEPHENSON, G.; FEISTHAUER, N. 2008. The importance of understanding the chemical form of a metal in the environment: the case of barium sulfate (barite). **Human and Ecological Risk Assessment**, v. 14, n. 5, p. 974-991.

MEYERS, P. A. 1994. Preservation of elemental and isotopic source identification of sedimentary organic matter. **Chemical Geology**, v. 114, n. 3-4, p. 289-302.

MILLERO, F. J. 2017. Dissolved Gases Other than CO₂. *In*: MILLERO, F. J. **Chemical Oceanography**. CRC Press, Taylor and Francis Group. 2. Ed., cap. 6, p. 227 - 258.

MIO, E.; CHANG, H. K.; CORRÊA, F. S. 2005. Integração de métodos geofísicos na modelagem crustal da Bacia de Santos. **Revista Brasileira de Geofísica**, v. 23, n. 3, p. 275-284.

MIRANDA, M. S. 2022. Caudofoveata (Mollusca, Aplacophora) do Atlântico Ocidental: taxonomia e distribuição. Brasil, Departamento de Biologia Animal, Universidade Estadual de Campinas, Tese de Doutorado, Universidade Estadual de Campinas.

MITRA, A.; ZAMAN, S. 2016. Basics of marine and estuarine ecology. Springer.

MOREIRA, J. L. P.; MADEIRA, C. V.; GIL, J. A.; MACHADO, M. A. P. 2007. Bacia de Santos. Boletim de Geociências da PETROBRAS, 15(2), pp.531-549.

MOREIRA, D. L.; DALTO, A. G.; FIGUEIREDO JR., A. G.; VALERIO, A. M.; DETONI, A. M.; BONECKER, A. C.; ...; SOUSA, S. H. 2023. Multidisciplinary scientific cruises for environmental characterization in the Santos Basin—methods and sampling design. Ocean and Coastal Research, 71(suppl 3), e23022.

MOSCHONAS, G.; GOWEN, R. J.; PATERSON, R. F.; MITCHELL, E.; STEWART, B. M.; MCNEILL, S.; GILBERT P. M.; DAVIDSON, K. 2017. Nitrogen dynamics and phytoplankton community structure: the role of organic nutrients. **Biogeochemistry**, v. 134, p. 125-145.

MYSEN, B. 2019. Nitrogen in the Earth: abundance and transport. **Progress in Earth and Planetary Science**, 6, 38.

NASIR, A., LUKMAN, M., TUWO, A., HATTA, M., TAMBARU, R.; NURFADILAH, 2016. The Use of C/N Ratio in Assessing the Influence of Land-Based Material in Coastal Water of South Sulawesi and Spermonde Archipelago, Indonesia. **Frontiers in Marine Science**, 3:266. doi: 10.3389/fmars.2016.00266.

NEFF, J. M. 2002a. Cadmium in the Ocean. **Bioaccumulation in Marine Organisms**. Amsterdam, The Netherlands: Elsevier.

NEFF, J. M. 2002b. **Bioaccumulation in marine organisms: effect of contaminants from oil well produced water**. Elsevier.

NGATIA, L.; GRACE III, J. M.; MORIASI, D.; TAYLOR, R. 2019. Nitrogen and phosphorus eutrophication in marine ecosystems. **Monitoring of marine pollution**, 1, 1-17.

NICHOLS, G., 2009. **Sedimentology and Stratigraphy**. 2a ed., John Wiley & Sons Ltd, Oxford, Reino Unido, 419 p.

NYBAKKEN, J. W.; BERTNESS, M. P. 2005. **Marine Biology an Ecological Approach**. 6th ed, San Francisco: Person Education.

OCEANPACT GEOCIÊNCIAS LTDA. 2023a. **Relatório de Análise de Dados Meteoceanográficos para o Campo de Mexilhão**. Campo de Mexilhão, Bacia de Santos, p. 1 - 14.

OCEANPACT GEOCIÊNCIAS LTDA. 2023b. **Relatório Técnico de Bordo - Campanha de Monitoramento Ambiental de Plataformas Representativas na Bacia de Santos - PMPR_MXL_C17 (PMXL-1)**. Campo de Mexilhão, Bacia de Santos, p. 1 - 306.

OLAH, G. A.; MOLNÁR, Á. 2003. **Hydrocarbon chemistry**. John Wiley & Sons, 2nd Ed., 871 p.

PAIVA, P.C. 2006. Capítulo 7. Filo Annelida. Classe Polychaeta. In: LAVRADO, H.P. & IGNACIO, B.L. (Eds.). **Biodiversidade bentônica da região central da Zona Econômica Exclusiva brasileira**. Rio de Janeiro: Museu Nacional. p. 261-298 (Série Livros n. 18).

PARK, J.D.; ZHENG, W. 2012. Human exposure and health effects of inorganic and elemental mercury. **Journal of Preventive Medicine and Public Health**, 45, 344.

PAVLAKI, M. D.; ARAÚJO, M. J., CARDOSO, D. N.; SILVA, A. R. R.; CRUZ, A.; MENDO, S.; SOARES A. M. V. M.; CALADO, R.; LOUREIRO, S. 2016. Ecotoxicity and genotoxicity of cadmium in different marine trophic levels. **Environmental Pollution**, 215, 203-212.

PEREIRA R. C.; SOARES-GOMES, A., 2009. **Biologia Marinha**. Interciência 2ª ed. Rio de Janeiro, 631p.

PÉREZ, S.; SÁNCHEZ-MARÍN, P.; BELLAS, J.; VIÑAS, L.; BESADA, V.; FERNÁNDEZ, N. 2019. Limpets (*Patella spp.* Mollusca, Gastropoda) as model organisms for biomonitoring environmental quality. **Ecological Indicators**, v. 101, p. 150-162.

PESSOA, L. A.; PAIVA, P. C.; PARANHOS, R. R.; ECHEVERRÍA, C. A.; FREITAS, M. A. 2020. Spatio-temporal sublittoral macrobenthic distribution and dominant species in Guanabara Bay, Rio de Janeiro, Brazil. **Brazilian Journal of Biology**, v. 81, n. 3, p. 750-764.

PINSINO, A.; MATRANGA, V.; ROCCHERI, M. C. 2012. Manganese: a new emerging contaminant in the environment. **Environmental Contamination**, 17-36.

PIOLA, A. R., CAMPOS, E. J. D., MÖLLER, O. O., CHARO, M. & MARTINEZ, C. 2000. Subtropical Shelf Front off eastern South America. **Journal of Geophysical Research: Oceans**, 105(C3), 6565–6578.

PIRES-VANIN, A. M. S.; ARASAKI, E.; MUNIZ, P. 2013. Spatial pattern of benthic macrofauna in a sub-tropical shelf, São Sebastião Channel, southeastern Brazil. **Latin American Journal of Aquatic Research**, v. 41, n. 1, p. 42-56.

PIRES-VANIN, A. M. S.; MUNIZ, P.; DE LÉO, F. C. 2011. Benthic macrofauna structure in the northeast area of Todos os Santos Bay, Bahia State, Brazil: patterns of spatial and seasonal distribution. **Brazilian Journal of Oceanography**, v. 59, p. 27-42.

PONÇANO, W. L., 1986. Sobre a Interpretação ambiental de parâmetros estatísticos granulométricos: exemplos de sedimentos quaternários da costa brasileira. **Revista Brasileira de Geociências**, 16 (2):157-170.

R CORE TEAM. R: A. 2023. **Language and Environment for Statistical Computing**. R Foundation for Statistical Computing. Vienna, Austria, Disponível em: <https://www.R-project.org/>. Acesso em 20 jun. 2024.

RANDALL, D. J.; TSUI, T. K. N. 2002. Ammonia toxicity in fish. **Marine Pollution Bulletin**, v. 45, n. 1-12, p. 17-23.

REIMANN, C.; CARITAT, P. 1998. **Chemical Elements in the Environment: Factsheets for the Geochemist and Environmental Scientist**. Heidelberg: Springer-Verlag.

RIFKIN, E.; GWINN, P.; BOUWER, E. 2004. Peer reviewed: chromium and sediment toxicity. **Environmental Science & Technology**, 38, 267A-271A.

ROFF, J. 2013. **Marine conservation ecology**. Routledge, 1ª Ed., 320 pp.

ROMERO, I. C.; SCHWING, P. T.; BROOKS, G. R.; LARSON, R. A.; HASTINGS, D. W.; ELLIS, G.; GODDARD E. A.; HOLLANDER, D. J. 2015. Hydrocarbons in deep-sea sediments following the 2010 Deepwater Horizon blowout in the northeast Gulf of Mexico. **PLOS ONE**, v. 10, n. 5, p. e0128371.

ROSENBERG, R.; NILSSON, H. C.; DIAZ, R. J. 2001. Response of Benthic Fauna and Changing Sediment Redox Profiles over a Hypoxic Gradient. **Estuarine, Coastal and Shelf Science**, 53: 343-350.

ROSNER, B. 1983. Percentage Points for a Generalized ESD Many-Outlier Procedure. **Technometrics**, 25(2), 165–172.

RUBIO-FRANCHINI, I.; RICO-MARTÍNEZ, R. 2011. Evidence of lead biomagnification in invertebrate predators from laboratory and field experiments. **Environmental Pollution**, v. 159, n. 7, p. 1831-1835.

RULLKÖTTER, J. 2000. Organic matter: the driving force for early diagenesis. In: SCHULZ, H. D.; ZABEL, M. (Eds.). **Marine Geochemistry**. New York: Springer-Verlag. p. 129-172

RUMOLO, P.; BARRA, M.; GHERARDI, S.; MARSELLA, E.; Sprovieri, M., 2011. Stable isotopes and C/N ratios in marine sediments as a tool for discriminating anthropogenic impact. **Journal of Environmental Monitoring**, 13, 3399. DOI: 10.1039/c1em10568j

SAHLIN, S.; AGERSTRAND, M. 2018. **Copper in sediment**. EQS Data Overview. ACES report number Chemistry, Stockholm University.

SAMPEI, Y.; MATSUMOTO, E., 2001. C/N ratios in a sediment core from Nakaumi Lagoon, southwest Japan - usefulness as an organic source indicator. **Geochemical Journal**, Vol. 35, pp. 189 – 205.

SANTI, L.; TAVARES, M.; OMENA, E. 2006. Patterns of species richness and species density of sublittoral soft-bottom polychaetes in a grossly polluted urban bay: Guanabara Bay, Rio de Janeiro, Brazil. **Journal of Coastal Research**, p. 1127-1131.

SAURO, J.; LEWIS, J. R. 2012. Six enduring controversies in measurement and statistics. **Quantifying the User Experience**, p. 249-276.

SCHIFFER, S.; LIBER, K. 2017. Toxicity of aqueous vanadium to zooplankton and phytoplankton species of relevance to the athabasca oil sands region. **Ecotoxicology and Environmental Safety**, 137, 1-11.

SCHLESINGER, W. H.; KLEIN, E. M.; VENGOSH, A. 2017. Global biogeochemical cycle of vanadium. **Proceedings of the National Academy of Sciences**, 114, E11092-E11100.

SCHOFFMAN, H.; LIS, H.; SHAKED, Y.; KEREN, N. 2016. Iron–nutrient interactions within phytoplankton. **Frontiers in Plant Science**, v. 7, p. 1223.

SCHULTE, P. M. 2015. The effects of temperature on aerobic metabolism: towards a mechanistic understanding of the responses of ectotherms to a changing environment. **The Journal of Experimental Biology**, v. 218, n. 12, p. 1856-1866.

SELVARAJ, K.; MOHAN, V. R.; SZEFER, P. 2004. Evaluation of metal contamination in coastal sediments of the Bay of Bengal, India: geochemical and statistical approaches. **Marine Pollution Bulletin**, v. 49, n. 3, p. 174-185.

SHATOVA, O.; WING, S. R.; GAULT-RINGOLD, M.; WING, L.; & HOFFMANN, L. J. 2016. Seabird guano enhances phytoplankton production in the Southern Ocean. **Journal of Experimental Marine Biology and Ecology**, 483, 74-87.

SHETTY, A.; GOYAL, A. 2022. **Total organic carbon analysis in water—A review of current methods**. Materials Today: Proceedings.

SILVA, D. P. S. D.; CARRIÇO, C.; BARBOSA, J. V.; CAETANO, R. L.; BECK, L.; & PINTO, Z. T. 2022. Contaminação de águas superficiais e subterrâneas pelo derramamento de combustíveis e suas possíveis remediações. **Brazilian Journal of Development**, Curitiba, v. 8, n. 2, p. 8557-8572.

SILVA, K.; GUIMARÃES, T.; WASSERMAN, J. C. 2019. Distribuição espacial da concentração de nutrientes em sedimentos na Laguna hipersalina de Araruama – RJ, Brasil. **Geochimica Brasiliensis**, v. 33, n. 1, p. 16-27.

SILVA, L. A.; MARTINS, C. R.; DE ANDRADE, J. B. 2004. Por que todos os nitratos são solúveis? **Química Nova**, 27, 1016.

SILVA, L. S. 1995. **Condições oceanográficas no canal de São Sebastião: fevereiro de 1994 a março de 1995**. Tese de Doutorado. Universidade de São Paulo.

SILVEIRA, I.C.A.D.; SCHMIDT, A.C.K.; CAMPOS, E.J.D.; GODOI, S.S.D.; IKEDA, Y. 2000. A corrente do Brasil ao largo da costa leste brasileira. **Revista Brasileira de Oceanografia**, 48, pp.171-183.

SIMPSON, E.H., 1949. Measurements of Diversity. *Nature*, 163: 688.

SIQUEIRA, G. W.; BRAGA, E. D. S.; MAHÍQUE, M. M. D.; APRILE, F. M. 2006. Determinação da matéria orgânica e razões c/nec/s em sedimentos de fundo do Estuário de Santos-SP/Brasil. *Arquivos de Ciência do Mar*, Fortaleza, 39, 18-27.

SMITH J. M., CHAVEZ F. P., FRANCIS C. A. 2014. Ammonium uptake by phytoplankton regulates nitrification in the sunlit ocean. **PLoS One**. 24; 9(9):e108173.

SMRZKA, D.; ZWICKER, J.; BACH, W.; FENG, D.; HIMMLER, T.; CHEN, D.; PECKMANN, J. 2019. Behavior of trace elements in seawater, sedimentary pore water, and their incorporation into carbonate minerals: a review. **Facies**, v. 65, p. 1-47.

SOARES-GOMES, A.; FIGUEIREDO, A. G., 2009. O Ambiente Marinho. In: **Pereira, RC & Soares-Gomes, A. (Orgs.). Biologia Marinha**. Editora Interciência,

Rio de Janeiro, 2a edição, 1-34.

SOBIESIAK, M. 2017. Chemical structure of phenols and its consequence for sorption processes. *In: Phenolic compounds-natural sources, importance and applications*. IntechOpen.

SOETAERT, K.; HOFMANN, A. F.; MIDDELBURG, J. J.; MEYSMAN, F. J.; GREENWOOD, J. 2007. Reprint of "The effect of biogeochemical processes on pH". **Marine Chemistry**, v. 106, n. 1-2, p. 380-401.

SOUZA, M. C. A. 2000. A Corrente do Brasil ao largo de Santos: medições diretas. Tese de Doutorado. Universidade de São Paulo.

SPARLING, D. W.; KREST, S.; ORTIZ-SANTALIESTRA, M. 2006. Effects of lead-contaminated sediment on *Rana sphenoccephala* tadpoles. **Archives of Environmental Contamination and Toxicology**, 51, 458-466.

SRINIVASAN, M.; SWAIN, G. W. 2007. Managing the use of copper-based antifouling paints. **Environmental Management**, 39, 423-441.

STARK, J. S. 1998. Effects of copper on macrobenthic assemblages in soft sediments: a laboratory experimental study. **Ecotoxicology**, v. 7, p. 161-173.

STARK, J. S.; KIM, S. L.; OLIVER, J. S. 2014. Anthropogenic disturbance and biodiversity of marine benthic communities in Antarctica: a regional comparison. **PloS ONE**, v. 9, n. 6, p. e98802.

STERN, B.R.; SOLIOZ, M.; KREWSKI, D.; AGGETT, P.; AW T-C.; BAKER, S.; CRUMP, K.; DOURSON, M.; HABER.; HERTZBERG, R.; KEEN, C.; MEEK, B.; RUDENKO, L.; SCHOENY, R.; SLOB, W.; STARR, T. 2007. Copper and human health: biochemistry, genetics, and strategies for modeling dose-response relationships. **Journal of Toxicology and Environmental Health**, Part B 10: 157-222.

SUBRAMANIAM, A.; MAHAFFEY, C.; JOHNS, W.; MAHOWALD, N. 2013. Equatorial upwelling enhances nitrogen fixation in the Atlantic Ocean. **Geophysical Research Letters**, v. 40, n. 9, p. 1766-1771.

SUZUMURA, M.; INGALL, E. D. 2004. Distribution and dynamics of various forms of phosphorus in seawater: insights from field observations in the Pacific Ocean and a laboratory experiment. **Deep Sea Research Part I: Oceanographic Research Papers**, 51 (8), p. 1113-1130.

SWAIN, E.B.; JAKUS, P.M.; RICE, C.; LUPI, F.; MAXSON, P.A.; PACYNA, J.M.; PENN, A.; SPIEGEL, S.J.; VEIGA, M.M. 2007. Socioeconomic consequences of mercury use and pollution. **Ambio**, 36, 45-61.

TAKVAM, M.; WOOD, C. M.; KRYVI, H.; NILSEN, T. O. 2021. Ion transporters and osmoregulation in the kidney of teleost fishes as a function of salinity. **Frontiers in Physiology**, v. 12, p. 664588.

TAVARES, A. C. A.; BULHÕES, E.; ESTRADA, A. F. 2010. Distribuição de fácies sedimentares e tendências de transporte de sedimentos na Enseada de Manginhos, Armação dos Búzios, RJ. **Revista de Geografia**. Recife: UFPE – DCG/NAPA, v. especial VIII SINAGEO, 2: 81-97.

TAYLOR, S.R. 1964. Abundance of chemical elements in the continental crust: a new table. **Geochimica et Cosmochimica Acta**, 28, 1273-1285.

TCHOUNWOU, P. B.; YEDJOU, C. G.; PATLOLLA, A. K.; SUTTON, D. J. 2012. Heavy metal toxicity and the environment. **Molecular, Clinical and Environmental Toxicology**, v 3, p. 133-164.

TETRA TECH, 2021. **Modelagem Numérica do Descarte de Água Produzida na Plataforma de Mexilhão, Bacia de Santos**, Revisão 00 (10 de novembro de 2021). 80pp+Anexos/Apêndices.

TISSOT, B. ; WELTE, D. H. 1984. **Petroleum Formation and Occurrence - A new approach to oil and gas exploration**. 2 ed., Heidelberg: Springer, 699 p.

TOMMASI, L. R., 1994. **Estudo de impacto ambiental**. São Paulo: Cetesb/Terragraph-Artes e Informática. Acesso em: 09 jan. 2025.

UNIÃO EUROPEIA [UE], 2008. Directiva 2008/105/CE do Parlamento Europeu e do Conselho, de 16 de dezembro de 2008, relativa a normas de qualidade

ambiental no domínio da política da água, que altera e subsequentemente revoga as Directivas 82/176/CEE, 83/513/CEE, 84/156/CEE, 84/491/CEE e 86/280/CEE do Conselho, e que altera a Directiva 2000/60/CE. **Jornal Oficial da União Europeia**. L 348/84-97.

_____. [UE], 2013. Diretiva 2013/39/UE do Parlamento Europeu e do Conselho, de 12 de agosto de 2013, que altera as Diretivas 2000/60/CE e 2008/105/CE no que respeita às substâncias prioritárias no domínio da política da água. **Jornal Oficial da União Europeia**. L 226/1-17.

VALENTIN, J. L. 1989. A dinâmica do plâncton na ressurgência de Cabo Frio-RJ. Em: III Encontro Brasileiro de Plâncton, Proceedings. Caiobá - PR, Fundação da Universidade Federal do Paraná, p. 26-35.

_____. 2001. The Cabo Frio upwelling system, Brazil. Em: Coastal marine ecosystems of Latin America. Berlin, Heidelberg: **Springer Berlin Heidelberg**. p. 97-105.

VELMA, V.; VUTUKURU, S. S.; TCHOUNWOU, P. B. 2009. Ecotoxicology of hexavalent chromium in freshwater fish: a critical review. **Reviews on Environmental Health**, 24, 29-146.

VERDONSCHOT, P. F. 2015. Introduction to Annelida and the class Polychaeta. In: **Thorp and Covich's Freshwater Invertebrates**. Academic Press. p. 509-528.

WAISMAN, G., GUIRRO, A.C., CARVALHO, J.G., FIGUEIREDO JR., A.G., CARNEIRO, J.C., FILHO, J.R.S., RAMALHO, A.S., CHAVES, N.J.L., ROCHA, G.J., SCOFANO, F., SANTOS, L.J.C., HERCOS, C.M., SCHREINER, S., TAIRA, E., GARSKE, R., 2022. Geologia e Geomorfologia da Bacia de Santos: Geomorfologia e Sedimentologia da Plataforma Continental e Distribuição de Sedimentos no Talude e Platô de São Paulo na Bacia de Santos. In: **Projeto de Caracterização Regional da Bacia de Santos – PCR-BS**. Rio de Janeiro: Petrobras, v. 2. p. 49-78.
Disponível em:
<<https://comunicabaciadesantos.petrobras.com.br/documents/d/comunica-bacia-de-santos/pcr->

bs_volume_2_geologia_geomorfologia_bacia_de_santos?download=true>.

Acesso em 11 out. 2024.

WALLMANN, K. 2010. Phosphorus imbalance in the global ocean?. **Global Biogeochemical Cycles**, 24(4), p. 1-12.00

WANG, G., SIMONEIT, B. R. T., SHI, S., WANG, T., ZHONG, N.; WANG, P. 2018. A GC× GC-ToFMS investigation of the unresolved complex mixture and associated biomarkers in biodegraded petroleum. **Acta Geologica Sinica-English Edition**, 92, 5, p. 1959-1972.

WANG, Z.; YEUNG, K.W.Y.; ZHOU, G-J.; YUNG, M.M.N.; SCHLEKAT, C.E.; GARMAN, E.R.; GISSI, F.; STAUBER, J.L.; MIDDLETON, E.T.; WANG, Y. Y.L.; LEUNG, K.M.Y. 2020. Acute and chronic toxicity of nickel on freshwater and marine tropical aquatic organisms. **Ecotoxicology and Environmental Safety** 206, 1-9.

WASSERMAN, M. A.; KEDZIOREK, M.; CANNIZZARO, V.; WOLLER, A.; PFEIFER, H.-R.; BOURG, A. 2008. A Single Chemical Extraction Scheme for the Simultaneous Evaluation of the Potential Mobility of a Metalloid (As) and Metallic Elements (Cd, Cu, Ni, Pb, Zn) in Contaminated Soils and Mine Wastes. **Soil Chemical Pollution, Risk Assessment, Remediation and Security**. Dordrecht: Springer Netherlands, p. 263-280.

WAWRZYŃKOWSKI, P.; BUSTAMANTE, M.; TAJADURA, F.; BECERRO, M.A. 2023. Evaluating ocean health and restoration success: A comprehensive study of the benthic quality index in the Bilbao estuary. **Estuarine, Coastal and Shelf Science**, 292(9/12):108454.

WEBB, P. 2021. **Introduction to oceanography**. Roger Williams University.

WEBBER, W. R.; FENWICK, G. D.; BRADFORD-GRIEVE, J. M.; EAGAR, S. G.; BUCKERIDGE, J. S.; POORE, G. C.; ...; CHARLESTON, W. A. 2010. Phylum Arthropoda Subphylum Crustacea: shrimps, crabs, lobsters, barnacles, slaters, and kin. **New Zealand inventory of biodiversity**, 2, p. 98-232, 2010.

WORLD HEALTH ORGANIZATION [WHO]. 1996. **Trace elements in human nutrition and health**. Genev.

WU, J.; CHEN, J.; WANG, C.; YAN, X.; YIN, X.; LIU, Q., 2023. Constraining the origin of sedimentary organic matter in the eastern Guangdong coast of China using d13C and d15N. **Frontiers in Marine Science**, 10:1234116. doi: 10.3389/fmars.2023.1234116.

ZAR, J. H. 2010. **Biostatistical Analysis**. Fifth Edition, 255 p. England.

ZEHR, J. P.; CAPONE, Douglas G. 2021. **Marine nitrogen fixation**. Springer Nature.

ZHANG, Z. Q. 2011. **Animal biodiversity: An outline of higher-level classification and survey of taxonomic richness**. Magnolia press.

ZHANG, H.; REYNOLDS, M. 2019. Cadmium exposure in living organisms: A short review. **Science of the Total Environment**, v. 678, p. 761-767.

ZHONG, H.; WANG, W. X. 2008. Effects of sediment composition on inorganic mercury partitioning, speciation and bioavailability in oxic surficial sediments. **Environmental Pollution**, v. 151, n. 1, p. 222-230.

ZINI, L. B.; GUTTERRES, M. 2021. Chemical contaminants in Brazilian drinking water: a systematic review. **Journal of Water and Health**, 19, 351-369.

X - EQUIPE TÉCNICA

Profissional	Ronaldo Leão Guimarães
Empresa	Centro de Biologia Experimental Oceanus
Formação Profissional	Biologia
Registro no Conselho de Classe	CRBio 2339/02-D
Cadastro Técnico Federal de Atividades e Instrumentos de Defesa Ambiental	4127470
Responsável pelas Seções	Responsável técnico
Assinatura	

Profissional	Richard Secioso Guimarães
Empresa	Centro de Biologia Experimental Oceanus
Formação Profissional	Biologia
Registro no Conselho de Classe	CRBio 64882/02-D
Cadastro Técnico Federal de Atividades e Instrumentos de Defesa Ambiental	6294235
Responsável pelas Seções	Coordenador Geral
Assinatura	

Profissional	Caroline Mantovani
Empresa	Centro de Biologia Experimental Oceanus
Formação Profissional	Engenharia de Recursos Hídricos e do Meio Ambiente
Registro no Conselho de Classe	CREA-RJ 2023102952
Cadastro Técnico Federal de Atividades e Instrumentos de Defesa Ambiental	8363327
Responsável pelas Seções	Introdução, Objetivos, Área de estudo, Caracterização da atividade, Atividades de Campo, Tratamento dos dados, Resultados e Discussão Qualidade da Água, Sedimento e Macrofauna bentônica e Anexos
Assinatura	

Profissional	Nara de Azevedo Garcia
Empresa	Centro de Biologia Experimental Oceanus
Formação Profissional	Oceanografia
Registro no Conselho de Classe	-
Cadastro Técnico Federal de Atividades e Instrumentos de Defesa Ambiental	8307298
Responsável pelas Seções	Tratamento dos dados, Análises Estatísticas, Resultados e Discussão Qualidade da Água, Sedimento e Macrofauna bentônica, Análise integrada, Considerações finais
Assinatura	

Profissional	Juliana Monteiro da Silva Vieira
Empresa	Centro de Biologia Experimental Oceanus
Formação Profissional	Biologia
Registro no Conselho de Classe	-
Cadastro Técnico Federal de Atividades e Instrumentos de Defesa Ambiental	8476984
Responsável pelas Seções	Tratamento dos dados, Análises Estatísticas, Resultados e Discussão Qualidade da Água, Sedimento e Macrofauna bentônica, Análise integrada, Considerações finais
Assinatura	

Profissional	Adriana Galindo Dalto
Empresa	Centro de Biologia Experimental Oceanus
Formação Profissional	Biologia
Registro no Conselho de Classe	-
Cadastro Técnico Federal de Atividades e Instrumentos de Defesa Ambiental	2095550
Responsável pelas Seções	Tratamento dos dados, Análises Estatísticas, Resultados e Discussão Qualidade da Água, Sedimento e Macrofauna bentônica, Análise integrada, Considerações finais
Assinatura	

Profissional	Roberta Guarany Oberlaender
Empresa	Centro de Biologia Experimental Oceanus
Formação Profissional	Biologia
Registro no Conselho de Classe	CRBio 96578/02-D
Cadastro Técnico Federal de Atividades e Instrumentos de Defesa Ambiental	8307243
Responsável pelas Seções	Revisão do relatório
Assinatura	

Profissional	Daiana Silva de Sousa Gomes
Empresa	Centro de Biologia Experimental Oceanus
Formação Profissional	Oceanografia
Registro no Conselho de Classe	-
Cadastro Técnico Federal de Atividades e Instrumentos de Defesa Ambiental	7717224
Responsável pelas Seções	Revisão do relatório
Assinatura	

Profissional	Silvia Lisboa de Araujo
Empresa	Centro de Biologia Experimental Oceanus
Formação Profissional	Biologia
Registro no Conselho de Classe	CRBio 96163/02-D
Cadastro Técnico Federal de Atividades e Instrumentos de Defesa Ambiental	5708447
Responsável pelas Seções	Aprovação do relatório
Assinatura	

XI - ANEXOS

***Anexo XI-1 – Resultados análises físico-químicas de água produzida descartada no
âmbito do PMPR_MXL_C17***

Caracterização da água produzida descartada pela PMXL-1, monitorada no âmbito da 17ª campanha do Programa de Monitoramento Ambiental da Plataforma de Mexilhão, conforme semestre de realização da campanha

UNIDADE		PMXL-1		
PONTO DE COLETA		UTM (Unidade de Tratamento de Monoetilenoglicol)		
PERÍODO DA ANÁLISE		2º semestre de 2023		
DATA DE COLETA		24/10/2023		
PARÂMETRO		SINAL	VALOR	UNIDADE
Inorgânicos	Arsênio	<	0,0025	mg/L
Inorgânicos	Bário	<	0,0050	mg/L
Inorgânicos	Cádmio	<	0,0025	mg/L
Inorgânicos	Cromo	<	0,0025	mg/L
Inorgânicos	Cobre	<	0,0013	mg/L
Inorgânicos	Ferro	\	0,2620	mg/L
Inorgânicos	Manganês	=	0,0242	mg/L
Inorgânicos	Níquel	<	0,0050	mg/L
Inorgânicos	Chumbo	<	0,0025	mg/L
Inorgânicos	Vanádio	<	0,0025	mg/L
Inorgânicos	Zinco	<	0,0050	mg/L
Inorgânicos	Mercurio	<	0,000075	mg/L
Radioisótopos	Rádio -226	<	0,4400	Bq/L
Radioisótopos	Rádio -228	<	0,3200	Bq/L
Orgânicos - HPA	Naftaleno	=	1,4200	µg/L
Orgânicos - HPA	Acenafteno	<	0,5000	µg/L
Orgânicos - HPA	Acenaftileno	<	0,5000	µg/L
Orgânicos - HPA	Antraceno	<	0,5000	µg/L
Orgânicos - HPA	Fenantreno	<	0,5000	µg/L
Orgânicos - HPA	Fluoreno	<	0,5000	µg/L
Orgânicos - HPA	Fluoranteno	<	0,5000	µg/L
Orgânicos - HPA	Pireno	<	0,5000	µg/L
Orgânicos - HPA	Benzo(a)antraceno	<	0,5000	µg/L
Orgânicos - HPA	Benzo(a)pireno	<	0,5000	µg/L
Orgânicos - HPA	Benzo(b)fluoranteno	<	0,5000	µg/L
Orgânicos - HPA	Benzo(k)fluoranteno	<	0,5000	µg/L
Orgânicos - HPA	Criseno	<	0,5000	µg/L
Orgânicos - HPA	Benzo(ghi)perileno	<	0,5000	µg/L
Orgânicos - HPA	Dibenzo(a,h)anthraceno	<	0,5000	µg/L
Orgânicos - HPA	Indeno(1,2,3-cd)pireno	<	0,5000	µg/L

UNIDADE		PMXL-1		
PONTO DE COLETA		UTM (Unidade de Tratamento de Monoetilenoglicol)		
PERIODO DA ANÁLISE		2º semestre de 2023		
DATA DE COLETA		24/10/2023		
PARÂMETRO	SINAL	VALOR	UNIDADE	
Orgânicos - BTEX	BTEX	=	26700,0000	µg/L
Orgânicos - BTEX	Benzeno	=	24800,0000	µg/L
Orgânicos - BTEX	Tolueno	=	1780,0000	µg/L
Orgânicos - BTEX	Etilbenzeno	=	5,5400	µg/L
Orgânicos - BTEX	o-Xilenos	=	13,4000	µg/L
Orgânicos - BTEX	m,p-Xilenos	=	45,6000	µg/L
Orgânico - Fenóis	Fenóis	=	2700,0000	µg/L
Orgânico	Óleos e Graxas	=	20,0000	mg/L
Complementares	Carbono Orgânico Total	=	1430,0000	mg/L
Complementares	pH	=	8,9000	-
Complementares	Salinidade	=	41,8000	%
Complementares	Temperatura	=	25,0000	°C
Complementares	Nitrogênio Amoniacal Total	=	31,2000	mg/L
Ecotoxicidade Crônica	CENO (<i>Echinometra lucunter</i>)	=	1,5600	%
Ecotoxicidade Crônica	CEO (<i>Echinometra lucunter</i>)	=	3,1200	%

***Anexo XI-2 – Valores diários do teor de óleos e graxas (TOG) no âmbito do
PMPR_MXL_C17***

Valores diários de Teor de Óleos e Graxas - TOG (ppm) na água produzida descartada pela PMXL-1, monitorada no âmbito da 17ª campanha do Programa de Monitoramento Ambiental da Plataforma de Mexilhão, conforme os dias de campanha

UNIDADE	DATA	TOG (ppm)	
		SINAL	VALOR
PMXL-1	18/11/2023	=	7,0000
	19/11/2023	=	5,0000
	20/11/2023	=	7,0000

***Anexo XI-3 – Caracterização do efluente sanitário descartado no âmbito do
PMPR_MXL_C17***

Caracterização do efluente sanitário descartado pela PMXL-1, monitorada no âmbito da 17ª campanha do Programa de Monitoramento Ambiental da Plataforma de Mexilhão, conforme trimestre de realização da campanha

UNIDADE		PMXL-1	
PONTO DE COLETA		ETE	
PERÍODO DA ANÁLISE		4º trimestre de 2023	
DATA DE COLETA		09/10/2023	
PARÂMETRO	SINAL	VALOR	UNIDADE
DBO Entrada	=	2790,000	mg/L
DQO Entrada	=	5310,000	mg/L
DBO Saída	=	288,000	mg/L
DQO Saída	=	526,000	mg/L
TOG Total	<	5,000	mg/L
pH	=	8,800	-
Cloro Residual	=	4,000	mg/L
Coliformes Totais	<	1000,000	NMP/100ml
Clorobenzeno	<	1,000	µg/L
Dicloroeteno	=	0,700	µg/L
Tricloroeteno	<	0,300	µg/L
Clorofórmio	=	603,000	µg/L
Tetracloroeto de Carbono	<	1,700	µg/L
PCBs	<	0,005	µg/L

***Anexo XI-4 – Avaliação de qualidade das análises laboratoriais de
PMPR_MXL_C17 – Matriz Água***

***Anexo XI-5 – Avaliação de qualidade das análises laboratoriais de
PMPR_MXL_C17 – Matriz Sedimento***

Anexo XI-6 – Carta de tombamento de material biológico

Anexo XI-7 – Instrumentos legais e valores de referência

Anexo XI-8 – Faixa de variação das bases comparativas empregadas na avaliação dos resultados da campanha PMPR_MXL_C17: PCR-BS e PMPR-MXL

Anexo XI-9 – Laudos Técnicos – Análises físico-químicas

***Anexo XI-10 – Resultados das análises estatísticas no âmbito do PMPR_MXL_C17 –
série espacial, temporal e análises integradas***

Anexo XI-11 – Resultados de granulometria e índices ecológicos das campanhas de monitoramento ambiental da PMXL-1

Anexo XI-12 – Laudos Técnicos – Análises biológicas

Anexo XI-13 – Inventário taxonômico

Anexo XI-14 – Equipe técnica