

HILDA HELENA SOVIERZOSKI

Estrutura Temporal da Comunidade
Macrobentônica da Foz do Rio Maciel,
Baía de Paranaguá, Paraná.

Tese apresentada ao Curso de Pós-Graduação em Ciências Biológicas — Zoologia do Setor de Ciências Biológicas da Universidade Federal do Paraná, como requisito parcial para obtenção do Título de Mestre.

CURITIBA

1991

Orientador

Prof. Dr. Paulo da Cunha Lana

Aos meus pais, Carlos e Dóris,
pelo carinho e estímulo com
que sempre apoiaram minha
escolha profissional.

AGRADECIMENTOS

Ao Prof. Dr. Paulo da Cunha Lana, pela orientação e valiosas sugestões ao longo de todo o trabalho.

Ao Prof. Dr. Jayme de Loyola e Silva, ex-coordenador e professor do Curso de Pós-Graduação em Ciências Biológicas - Zoologia da Universidade Federal do Paraná, pelas facilidades e apoio oferecidos no desenvolvimento desta tese.

Ao Conselho Nacional de Desenvolvimento Científico e Tecnológico, pela concessão da bolsa de estudo e pesquisa.

Ao Centro de Biologia Marinha da Universidade Federal do Paraná, seu diretor, professores, estagiários e funcionários, pela acolhida, inestimável auxílio e apoio em todas as etapas da tese.

Aos seguintes especialistas, pela identificação e confirmação das espécies:

PORIFERA - Guilherme Muricy (Mestrando do Curso de Pós-Graduação em Zoologia do Instituto de Biociências, USP).

HYDROZOA - Profa. Maria Angélica Haddad (Departamento de Zoologia, UFPR).

ACTINIARIA - Dra. Erika Schlenz (Instituto de Biociências, USP).

MOLLUSCA - Prof. Eliezer de Carvalho Rios (Museu Oceanográfico, FURG) e Ricardo Silva Absalão (Doutorando do Curso de Pós-Graduação em Zoologia do Instituto de Biociências,

USP).

BRYOZOA e CIRRIPIEDIA - MSc. Monica Dorigo Correia.

DECAPODA - Dr. Gustavo Schmidt de Mello (Museu de Zoologia, USP).

ISOPODA - Dr. Jayme de Loyola e Silva (Departamento de Zoologia, UFPR).

AMPHIPODA - Dra. Yoko Wakabara (Instituto Oceanográfico, USP) e Maria Teresa Berardo (Doutoranda do Curso de Pós-Graduação em Oceanografia Biológica do Instituto Oceanográfico, USP).

SIPUNCULA - Dr. Sérgio Ditadi (Instituto de Biociências, USP).

OPHIUROIDEA - Cynthia de Lara Castro Manso (Mestranda do Curso de Pós-Graduação em Ciências Biológicas - Zoologia, UFPR).

PISCES - Prof. Marco F. M. Corrêa (Centro de Biologia Marinha, UFPR).

A todas as pessoas envolvidas na coleta e triagem das amostras, pela boa vontade e paciência. Em especial à Sibelle Trevisan Disaró, pelo esforço e dedicação com que participou das coletas e triagens durante 1987.

A Itamir Ventura, Carola Thamm e Jaqueline Rebello, pelas análises da água.

À Benedita Aglai Oliveira da Silva e à equipe do Laboratório de Sedimentologia do Departamento de Ecologia da UFRJ, pela análise dos sedimentos.

À Olga Maehama, pela companhia e amizade durante a permanência em Pontal do Sul.

Ao Prof. Joaquim Carlos Senna Maia, do Curso de Pós-Graduação em Ciências Biológicas - Zoologia da UFPR, pelo estímulo e apoio no uso de microcomputadores.

Ao Departamento de Informática da UFPR, na pessoa da chefe deste, Profa. Wanda de Carvalho e a funcionária Letícia Carelli, pelo valioso auxílio dispensado.

Aos colegas de turma, Antonio Brescovit, Eliege Danielli, Teresa Cristina Pereira César, pelas agradáveis lembranças, companheirismo e estímulo, e especialmente à Monica Dorigo Correia, pela amizade e apoio.

À Elenice Malvina Gonçalves e a todos os colegas de curso, pelo carinho e incentivo.

Às bibliotecárias do Setor de Ciências Biológicas da UFPR, pelo auxílio durante o curso.

À Meri Ribeiro Wowk, Raquel Maria Vicente de Castro e Teresa Teixeira de Britto, pela ajuda e amizade, principalmente nos momentos de extrema urgência em serviços burocráticos.

A todas as pessoas que participaram na realização desta tese.

RESUMO

Este trabalho descreve a estrutura da comunidade macrobentônica sublitoral da foz do rio Maciel (Baía de Paranaguá, sudeste do Brasil) e analisa seus padrões temporais de variação. Cinco a oito amostras mensais foram coletadas com um pegador Van Veen de $0,06 \text{ m}^2$, ao longo de um período de 25 meses (novembro de 1985 a janeiro de 1988). A variação temporal foi caracterizada pelo: 1) exame das flutuações temporais das espécies numericamente dominantes e outros parâmetros da comunidade, como número total de indivíduos (N), número de espécies (S), diversidade específica (H), equitatividade (J), riqueza de espécies (SR) e dominância (D); 2) exame do padrão de agrupamento das amostras mensais com o uso da análise de agrupamento; 3) análise em componentes principais das observações (meses de coleta). As estratégias adaptativas das espécies dominantes e da comunidade como um todo foram analisadas com base em seus padrões locais de variação e em sua persistência. Foram identificados 215 taxa na comunidade local, com o número de espécies (S) oscilando entre 42 e 87/ $0,06 \text{ m}^2$, sendo mais elevado nos meses mais quentes. As densidades mensais totais (N) variaram de 239,52 ind./ m^2 , em setembro de 1987 a 2581,22 ind./ m^2 , em janeiro de 1988. Destacaram-se pela persistência e dominância numérica o Cephalochordata **Branchiostoma cf marambaiensis**, os Polychaeta **Laonice cirrata**, **Chone** sp, **Lumbrineris hebes**, **Goniadides carolinae** e **Owenia fusiformis** e os Ophiuroidea

Ophiactis lymani e **Microphiopholis atra**. A variabilidade inter-anual da comunidade foi significativamente mais pronunciada do que a sazonal, devido à marcada variabilidade inter-anual na temperatura da água de fundo, na granulometria dos sedimentos e na disponibilidade do seston. A diversidade específica (H) oscilou entre 2,42 bits/ind. (abril de 1986) e 4,91 bits/ind. (janeiro de 1987), enquanto as maiores variações da equitatividade (J) foram de 0,43 (abril de 1986) a 0,89 (setembro de 1987). A riqueza de espécies (SR) variou de 5,99, em fevereiro de 1987 a 11,85, em dezembro de 1987. A estratégia adaptativa da comunidade pode ser caracterizada como de equilíbrio, com as espécies numericamente dominantes mantendo geralmente densidades constantes ao longo do tempo. Amostragens prolongadas e pouco espaçadas são essenciais para a análise da estrutura temporal de comunidades macrobentônicas estruturadas desta forma.

ABSTRACT

This study describes the community structure of macrobenthos in a sublittoral site at the mouth of Maciel River (Paranaguá Bay, SE Brazil) and analyzes its temporal patterns of variation. Five to eight monthly replicate samples were collected with a 0.06 m^2 Van Veen grab along a 25-month period (November 1985 to January 1988). Temporal variation was characterized by: 1) examination of temporal fluctuations of numerically dominant species and other parameters of the whole community, such as total number of individuals (N), number of species (S), diversity (H), evenness (J), species richness (SR) and dominance (D); 2) examination of the clustering pattern of monthly samples with the use of cluster analysis; 3) principal component analysis of observations (sampling months). The prevalent adaptive strategies of the numerically dominant species and the community as a whole were analysed based on local patterns of variation and persistence. A total of 215 taxa were identified. The number of species varied between 42 and 87/ 0.06 m^2 , with higher numbers in warmer months; total macrofaunal density followed a similar pattern, varying between 239,52 ind./ m^2 (September 1987) and 2581,22 ind./ m^2 (January 1988). Numerically dominant species, such as the Cephalochordata **Branchiostoma** cf **marambaiensis**, the polychaetes **Laonice cirrata**, **Chone** sp., **Lumbrineris hebes**, **Goniadides carolinae** and **Owenia fusiformis** and the ophiuroid **Ophiactis lymani** and

Microphiopholis atra, were also more persistent throughout the study period. Inter-annual variations of dominant species and the overall community were greater than seasonal variations, probably as a consequence of marked inter-annual variations of physico-chemical parameters, such as bottom water temperature, sediment texture and seston. The diversity (H) varied between 2.42 bits/ind (April 1986) and 4.31 bits/ind. (January 1987), however whereas the largest variations of evenness (J) were from 0.43 (April 1986) to 0.89 (September 1987). Species richness varied between 5.99 (February 1987) and 11.85 (December 1987). The local adaptive strategy of the bottom community can be characterized as an equilibrium one; dominant species usually presented constant population levels. Long-term studies are suggested as a pre-requisite to the analysis of temporal variations of macrobenthic communities, even if they occur in stable environments or do not present well-marked seasonal patterns.

SUMÁRIO

LISTA DE FIGURAS	XIV
------------------------	-----

LISTA DE TABELAS	XVI
------------------------	-----

INTRODUÇÃO

1. CARACTERIZAÇÃO DAS COMUNIDADES MACROBENTÔNICAS – PADRÕES DE VARIAÇÃO ESPACIAL E TEMPORAL	1
2. ESTUDOS SOBRE O BENTOS DE FUNDOS SUBLITORAIS INCONSOLIDADOS DA COSTA SUL E SUDESTE DO BRASIL	7
3. OBJETIVOS	10
4. JUSTIFICATIVA	11
5. CONCEITOS	13
ÁREA ESTUDADA	16

MATERIAL E MÉTODOS

1. OBTENÇÃO DOS DADOS	24
2. TRATAMENTO DOS DADOS	27

RESULTADOS

1. ASPECTOS AMBIENTAIS	31
2. ASPECTOS FAUNÍSTICOS	35

DISCUSSÃO	45
------------------------	----

CONCLUSÕES	56
-------------------------	----

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS	59
---	----

ANEXOS

1. FIGURAS	67
2. TABELAS	88

LISTA DE FIGURAS

FIGURA 1	- Mapa da Baía de Paranaguá, com indicação de área estudada	67
FIGURA 2	- Localização da área amostrada, na foz do rio Maciel	68
FIGURA 3	- Variação da temperatura de fundo, da superfície e do ar entre novembro de 1985 e janeiro de 1988	69
FIGURA 4	- Variação da salinidade de fundo e de superfície entre novembro de 1985 e janeiro de 1988	70
FIGURA 5	- Variação do oxigênio dissolvido de fundo e de superfície entre novembro de 1985 e janeiro de 1988	71
FIGURA 6	- Variação do pH de fundo e de superfície entre novembro de 1985 e janeiro de 1988	72
FIGURA 7	- Variação do seston de fundo e de superfície entre novembro de 1985 e março de 1987	73
FIGURA 8	- Composição textural dos sedimentos entre janeiro de 1986 e janeiro de 1988	74
FIGURA 9	- Diâmetro médio dos grãos (ϕ), escala de Krumbein (1934), entre janeiro de 1986 e janeiro de 1988	75
FIGURA 10	- Grau de seleção (σ) dos sedimentos entre janeiro de 1986 e janeiro de 1988	76
FIGURA 11	- Grau de assimetria (SK) dos sedimentos entre janeiro de 1986 e janeiro de 1988	77
FIGURA 12	- Distribuição da curtose (Kg) entre janeiro de 1986 e janeiro de 1988	78

FIGURA 13 - Percentagem de matéria orgânica entre janeiro de 1986 e janeiro de 1988	79
FIGURA 14 - Percentagem de carbonato nos sedimentos entre janeiro de 1986 e janeiro de 1988	80
FIGURA 15 - Variação temporal na densidade mensal, no número de espécies, na diversidade específica e na equitatividade	81
FIGURA 16 - Variação temporal na riqueza de espécies e na dominância	82
FIGURA 17 - Variação temporal na densidade das espécies dominantes	83
FIGURA 18 - Variação temporal na densidade das espécies dominantes secundárias	84
FIGURA 19 - Dendrograma da análise de agrupamento sobre as espécies com maior índice de Dominância Biológica ..	85
FIGURA 20 - Análise em componentes principais, com projecção das observações (meses de coleta) no plano fatorial I-II	86
FIGURA 21 - Análise em componentes principais, com projecção das observações (meses de coleta) no plano fatorial III-IV	87

LISTA DE TABELAS

TABELA I - Valores dos parâmetros abióticos entre novembro de 1985 e janeiro de 1988	88
TABELA II - Frequência percentual dos taxa no período de novembro de 1985 a janeiro de 1988	89
TABELA III - Valores mensais de densidade total (N, ind./m ²), número de espécies (S), diversidade específica (H, bits/ind.), equitatividade (J), riqueza de espécies (SR) e dominância (D, %)	90
TABELA IV - Lista dos taxa ordenados de modo decrescente pelo índice de Dominância Biológica de Sanders (1960) ...	91
TABELA V - Densidades (ind./m ²) dos organismos macrobentônicos entre novembro de 1985 e janeiro de 1988	93
TABELA VI - Valores em ordem decrescente dos coeficientes de variação (C. V.) dos 56 taxa com densidades médias iguais ou superiores a 3,0 ind./m ²	98

INTRODUÇÃO

1. CARACTERIZAÇÃO DAS COMUNIDADES MACROBENTÔNICAS - PADRÕES DE VARIAÇÃO ESPACIAL E TEMPORAL

Estudos sobre as comunidades macrobentônicas vêm sendo realizados há décadas, em várias regiões do globo, principalmente em áreas estuarinas e baías, com o intuito básico de conhecer a sua estrutura espacial e temporal. As primeiras investigações do macrobentos, desenvolvidas como um ramo da biologia pesqueira, preocuparam-se principalmente com as relações tróficas entre os organismos do fundo e peixes demersais de importância econômica (PETERSEN, 1914, 1915 e 1918).

Para ser mais do que uma simples lista de espécies coletadas, um estudo do bentos deve também descrever a distribuição e abundância das espécies ao longo do espaço e do tempo (McBEE & BREHM, 1982). Diversos sistemas de classificação de comunidades macrobentônicas foram propostos, com base na dominância numérica ou de biomassa, constância, fidelidade, natureza do substrato, gradientes de salinidade e faixas batimétricas, entre outros parâmetros descritivos (THORSON, 1957; SANDERS, 1958 e 1968; SANDERS *et al.*, 1965; RHOADS & YOUNG, 1970; BOESCH, 1973; GRAY, 1974; ROSENBERG & MULLER, 1979).

Estudos mais recentes procuraram utilizar espécies macrobentônicas como indicadores biológicos da qualidade da água e de perturbações ambientais, devido à sua baixa mobilidade, ciclos de vida mais longos, hábitos sedentários e distintas formas de tolerância ao estresse. A importância das comunidades bentônicas para a descrição ecológica de áreas costeiras é atualmente bem aceita, como atestam dezenas de trabalhos e relatórios sobre impactos ambientais que incluem análises dos organismos bentônicos (COPELAND & BECHTEL, 1971; McBEE & BREHM, 1982).

A estrutura das comunidades macrobentônicas é controlada por diversos fatores. Entre os principais destaca-se a natureza dos sedimentos, que influencia diretamente os grupos tróficos. SANDERS (1958) demonstrou, em estudo realizado na Baía Buzzards (EUA), que nos substratos arenosos predominam formas suspensívoras, devido a maior quantidade de material em suspensão mantido por movimentos de água. Organismos detritívoros seriam dominantes, por sua vez, em fundos lodosos, onde há maior disponibilidade de matéria orgânica particulada, em decorrência da sedimentação e da presença de fracas correntes de fundo. RHOADS & YOUNG (1970) propuseram a hipótese alternativa do amensalismo de grupo trófico, sugerindo que detritívoros poderiam dificultar o recrutamento de suspensívoros em fundos retrabalhados por suas atividades de alimentação, defecação e mobilidade. Diversas outras hipóteses foram lançadas, incluindo-se a disponibilidade de alimento em suspensão (LEVINTON, 1972), interação entre adultos e larvas (WOODIN, 1976), estabilização do substrato por organismos tubícolas (YOUNG & RHOADS, 1971) e predação (REISE, 1977; PETERSON, 1979).

Sínteses sobre estudos relacionados aos fatores que controlam a estrutura de comunidades bentônicas foram apresentadas por WILDISH (1977) e GRAY (1981).

Em 1960, SANDERS, dando continuidade a seus estudos, apresentou os resultados relacionados à estrutura da comunidade macrobentônica de fundos inconsolidados na Baía Buzzards, comparando seus resultados com os obtidos anteriormente por outros pesquisadores. Analisando a relação entre a composição do sedimento e a natureza da fauna, demonstrou que havia um maior número de indivíduos em substratos móveis com dominância de silte-argila.

A macrofauna bentônica, principalmente as Classes Polychaeta e Bivalvia de várias regiões do globo, foi novamente analisada por SANDERS (1968), que comparou a diversidade destes grupos ao longo de várias latitudes e profundidades, relacionando-a com a maior ou menor estabilidade ambiental.

BOESCH (1973) caracterizou a estrutura da comunidade macrobentônica em Hampton Roads, na Virginia (EUA), área com influência de populações humanas e de água doce dos rios adjacentes. O autor destacou a presença de espécies animais características para determinados tipos de sedimento, além daquelas com capacidade para habitar vários tipos de substrato. Diferenciou também a epifauna e os padrões espaciais de distribuição da macrofauna nesta região.

Poucos foram os estudos desenvolvidos sobre as análises das variações espaciais e temporais de comunidades macrobentônicas de regiões tropicais e subtropicais. WU & RICHARDS (1981), pesquisando a macrofauna da Ilha Lantau (China), observaram

a existência de um grupo de espécies numericamente dominantes, ao contrário do que havia sido anteriormente observado por outros autores em regiões tropicais e subtropicais (DAY, 1963; THORSON, 1966; SANDERS, 1968 e 1969; WADE, 1972).

FLINT & YOUNG (1983) registraram elevadas densidades do macrobentos na Baía Corpus Christi, Golfo do México, local sujeito a obras de dragagem periódicas. Tais resultados reforçaram a hipótese proposta por BOESCH & ROSENBERG (1981) de que as comunidades seriam mais resistentes aos distúrbios em meios instáveis. As primeiras espécies colonizadoras nesses ambientes seriam geralmente espécies já dominantes na comunidade e não espécies oportunistas, de ciclo de vida curto.

NICHOLS (1985) estudou o macrobentos de dois estuários da costa oeste norte-americana, demonstrando a necessidade de se avaliar tanto a amplitude e a periodicidade de flutuações populacionais de curto prazo como as flutuações biológicas e ambientais de longo prazo. Numa das áreas estudadas, próxima a uma estação de tratamento de esgotos em San Francisco, mudanças rápidas nas densidades populacionais das espécies oportunistas, causadas por distúrbios naturais periódicos, impediram a detecção de influências humanas na estrutura da comunidade. A dominância numérica das espécies mais comuns também variou significativamente em uma comunidade situada a 200 m de profundidade em Puget Sound, pouco sujeita a distúrbios ambientais. No entanto, neste local, a alternância na dominância numérica manifestou-se em intervalos irregulares, de caráter multi-anual.

Analisando comunidades macrobentônicas de 100 a 300 m de profundidade na costa da Suécia, JOSEFSON (1986) demonstrou que os fatores ambientais podem desempenhar um importante papel na variabilidade temporal. O autor observou ainda que ocorreram poucas diferenças significativas na variabilidade temporal de populações com desenvolvimento larval pelágico (planctotrófico) e de populações com estágio larval demersal (lecitotrófico).

JONES (1987) descreveu os padrões temporais das comunidades macrobentônicas do estuário Hawkesbury (Austrália), analisando as variações qualitativas e quantitativas das espécies e relacionando-as com os fatores ambientais. Verificou que o número de espécies e de indivíduos apresentaram diferenças sazonais e anuais significativas entre a entrada, a região intermediária e a região superior do estuário. Entretanto, o padrão de variações espaciais e sazonais não se repetiu ao longo dos anos.

FRANZ & HARRIS (1988) analisaram a estrutura das comunidades bentônicas na Baía Jamaica (EUA), estuário com grande influência humana. Poucas foram as diferenças qualitativas em relação a outros estuários, embora a elevada dominância de umas poucas espécies oportunistas, suas expansões sazonais de distribuição e invasões de curta duração conferissem um aspecto desordenado a esta comunidade. Entretanto, a ausência de uma ou mais das espécies localmente dominantes, associada à uma redução adicional na riqueza de espécies, poderia resultar em associações bentônicas ainda mais instáveis, nas quais espécies invasoras ocasionais ou de curta permanência condicionariam a estrutura da comunidade.

RHOADS *et al.* (1978) estiveram entre os primeiros a aplicar o conceito de estratégias adaptativas para comunidades macrobentônicas de fundos inconsolidados. Com base no conhecimento destas estratégias na macrofauna bentônica de Long Island Sound (EUA), os autores sugeriram medidas para um manejo mais adequado do material dragado na região, diminuindo assim o impacto sobre as comunidades em equilíbrio e aumentando a produção secundária das espécies consideradas oportunistas.

2. ESTUDOS SOBRE O BENTOS DE FUNDOS SUBLITORAIS INCONSOLIDADOS DA COSTA SUL E SUDESTE DO BRASIL

As comunidades macrobentônicas sublitorais de regiões estuarinas na costa sul e sudeste brasileira foram caracterizadas por vários autores. Entretanto, pouco se conhece sobre a variabilidade temporal e as diferentes estratégias adaptativas das espécies que compõem estas comunidades.

No litoral do Estado de São Paulo, TOMMASI (1967) realizou levantamentos preliminares da fauna de fundos inconsolidados na Baía de Santos e regiões próximas.

FORNERIS (1969), analisando a fauna macrobentônica de fundos inconsolidados sublitorais da baía do Flamengo, costa paulista, caracterizou as interações entre as diferentes espécies e o ambiente, apresentando informações sobre a auto-ecologia dos organismos encontrados.

Em 1970, TOMMASI estudou a região estuarino-lagunar de Cananéia, preocupando-se com o conhecimento da variação espacial do macrobentos da área. Com a poluição aumentando em níveis alarmantes, TOMMASI (1979) apresentou novo estudo sobre a área de Santos, descrevendo as alterações nas comunidades macrobentônicas e suas relações com o ambiente altamente perturbado.

A ecologia das comunidades macrobentônicas da região estuarina da Lagoa dos Patos (RS) foi analisada por CAPITOLI *et al.* (1978), que dividiram o estuário em três zonas, de

acordo com as variações de salinidade, caracterizadas por comunidades distintas. Em continuidade a este estudo, BEMVENUTI *et al.* (1978) analisaram a distribuição quantitativa do macrobentos no infralitoral da mesma lagoa, sendo que as maiores densidades foram encontradas no setor mixohalino.

CARCAMO (1980) desenvolveu um estudo descritivo na região de Cananéia e orientando-se pelo trabalho de TOMMASI (1970) comparou os respectivos resultados, tendo constatado uma maior riqueza de espécies na Baía do Trapandé, área que recebe maior volume de águas oceânicas, do que no Mar de Cananéia, sujeito em grande parte à influência dos rios.

Uma primeira análise da estrutura temporal da comunidade macrobentônica da zona mixohalina da Lagoa dos Patos (RS) foi conduzida por ASMUS (1982). Na enseada do Saco do Justino, nesta mesma lagoa, BEMVENUTI (1983) analisou os efeitos da predação sobre as características estruturais da comunidade bentônica local.

Na Baía de Paranaguá (PR), LANA (1986) caracterizou a distribuição dos organismos bentônicos, relacionando-os principalmente aos diferentes tipos de sedimentos que foram encontrados em cinco diferentes setores desta baía.

A macrofauna bentônica de substratos móveis da Baía de Guanabara (RJ) foi analisada por REBELO & SILVA (1987), que compararam seus resultados com trabalhos anteriores no mesmo local. Os autores encontraram zonas azóicas no fundo desta baía, decorrentes de assoreamento e poluição.

Uma síntese sobre os conhecimentos das comunidades macrobentônicas da região estuarina da Lagoa dos Patos

(RS) foi apresentada por BEMVENUTI (1987), com ênfase na caracterização dos diferentes setores a partir de sua composição faunística.

No decorrer de um estudo integrado do ecossistema da Baía de Paranaguá (PR), LANA & SOVIERZOSKI (1987a) analisaram as variações espaciais e temporais de sete estações ao longo desta baía, durante um período de 12 meses. Baseando-se nestes resultados, LANA & SOVIERZOSKI (1987b, 1987c e 1988) caracterizaram distintas estratégias adaptativas para as comunidades macrobentônicas de três destas estações de coleta.

Durante dois ciclos de maré foi desenvolvido um estudo integrado na gamboa do Maciel, Baía de Paranaguá (PR) (ALMEIDA et al., 1989). Foram reconhecidas 93 espécies da macrofauna bentônica, com poucas diferenças qualitativas marcantes nas coletas de sizígia e quadratura. No entanto, densidades mais elevadas foram observadas em maré de sizígia.

3. OBJETIVOS

Foram objetivos desta tese:

- a) Analisar a composição específica da comunidade macrobentônica sublitoral da foz do rio Maciel ($25^{\circ}33'00''$ - $33'22''$ S e $48^{\circ}33'00''$ - $33'47''$ W), na Baía de Paranaguá, Paraná;
- b) Caracterizar a estrutura temporal desta comunidade ao longo de um período de 25 meses (novembro/85 a janeiro/88), analisando a variação das densidades populacionais, da diversidade, da equitatividade, do número e da riqueza de espécies, da dominância numérica e da densidade total de indivíduos;
- c) Analisar as estratégias adaptativas das principais espécies dentro desta comunidade, discriminando os diferentes padrões de persistência temporal;
- d) Procurar correlacionar os fatores físico-químicos com a variabilidade temporal encontrada na comunidade estudada.

4. JUSTIFICATIVA

O complexo estuarino da Baía de Paranaguá, como outros tantos estuários do planeta, é considerado como ecossistema propício para atividades de pesca e cultivo, por servir de berçário e viveiro para muitos organismos marinhos, principalmente aqueles de importância econômica. Além da alta produtividade biológica encontrada neste ambiente, existem condições ótimas para permitir a sobrevivência de muitas espécies, notadamente nas primeiras fases de vida.

Uma das áreas que sofreu menor impacto ambiental na costa sul e sudeste do Brasil foi a Baía de Paranaguá, ao comparar-se sua ocupação e desenvolvimento com os estuários de outros estados destas regiões. A cidade de Paranaguá e seu porto são fontes localizadas de poluição, cujos efeitos podem ser observados em setores restritos da baía. Outras cidades e indústrias que despejam seus resíduos diretamente na baía ou em rios que nela desaguam exercem também influência localizada. A dragagem do canal de acesso ao Porto de Paranaguá, que periodicamente é realizada, também ocasiona alterações ambientais, refletindo-se nas comunidades faunísticas. Apesar disto, a Baía de Paranaguá pode ser considerada como um estuário relativamente preservado, quando comparado com as regiões de Santos e da Baía de Guanabara, que sofrem as consequências das elevadas densidades populacionais e da intensa atividade industrial.

Durante o período de novembro de 1985 a novembro de 1986 foi desenvolvido no Centro de Biologia Marinha da Universidade Federal do Paraná, o projeto "Estudo Integrado do Ecossistema da Baía de Paranaguá" (Comissão Interministerial para os Recursos do Mar - Universidade Federal do Paraná), com amostragens macrobentônicas em diferentes locais. Na foz do rio Maciel, área situada no setor polihalino da baía, foi encontrada uma comunidade macrobentônica com elevada diversidade, composição taxonômica variada e com espécies dotadas de distintas estratégias de alimentação e mobilidade.

O conhecimento da estrutura temporal de uma comunidade desta natureza é essencial para se distinguir as variações naturais das antropogênicas, em casos de perturbações ambientais. Desta forma, esta tese poderá servir de subsídio para futuros trabalhos de monitoramento, avaliação da qualidade ambiental e manejo racional dos recursos marinhos regionais. Utilizando-se tais informações, pode-se ainda efetuar estudos sobre o potencial econômico costeiro, como também sobre a viabilidade da implantação de projetos de aquicultura nestas regiões.

5. CONCEITOS

As comunidades animais são formadas por populações mistas de distintas espécies, que diferem entre si por critérios funcionais, taxonômicos e estruturais, vivendo em um mesmo local, delimitado de maneira convencional durante o processo de investigação (MARGALEF, 1986; ACIESP, 1987).

MILLS (1969) propôs que o termo comunidade designasse um grupo de organismos ocorrendo num ambiente particular, presumivelmente interagindo com outros grupos de organismos e com o ambiente e sendo separado destes por possuir uma composição própria. Neste trabalho, o autor também utilizou o termo associação como sinônimo de comunidade.

Esta definição foi aceita por BOESCH (1973), GRAY (1974) e PERSSON (1982). De acordo com BOESCH (1973) este parece ser o significado mais flexível para o termo comunidade. Posteriormente LEVIN & PAINE (1974) incorporaram ao conceito de comunidades a idéia de mosaico espaço-temporal, acentuando a variabilidade destas ao longo do espaço e do tempo. Discussão sobre este termo também pode ser encontrada em ABSALÃO (1986).

Macro-bentos designa o conjunto de organismos retidos em malha de 0,5 mm durante o processo de tratamento de amostras bentônicas, de acordo com HOLME & McINTYRE (1984).

O termo endofauna, como definido por ELTRINGHAM (1971), refere-se à fauna bentônica formada pelos

organismos que passam a maior parte de suas vidas no interior do sedimento. PÉRES (1968) e GREEN (1968) definiram a epifauna como sendo aquelas espécies que vivem sobre o substrato, duro ou móvel, com hábito sésil, sedentário ou livre. Breve histórico e discussão a respeito dos termos epifauna e endofauna podem ser encontrados em REBELO (1987).

Entende-se por estrutura de uma comunidade a disposição e ordenação de suas partes. Este termo foi aqui empregado em duas situações. A estrutura espacial refere-se à composição específica das comunidades e seus parâmetros descritivos, como número de indivíduos, riqueza de espécies, diversidade, fidelidade, constância e dominância, relacionados às suas variações em diferentes locais. A estrutura temporal refere-se à variabilidade na composição das comunidades e dos demais parâmetros descritivos ao longo do tempo, seja em períodos curtos, de poucos dias, como em longos períodos, de meses a vários anos.

Estratégias adaptativas referem-se ao conjunto de adaptações desenvolvidas por diferentes espécies e conseqüentemente pelas comunidades como resposta às pressões de natureza ecológica e evolutiva. Estas adaptações desenvolvem-se basicamente como forma de aumentar a eficiência na utilização de recursos disponíveis. Três padrões básicos podem ser geralmente reconhecidos: oportunismo, equilíbrio e tolerância. Espécies oportunistas ou r-selecionadas caracterizam-se por pequeno tamanho, crescimento rápido, ciclo de vida curto, dispersão eficiente, dedicando grande quantidade de energia à reprodução. Em oposição, as espécies em equilíbrio ou K-selecionadas caracterizam-se como

competitivas, apresentando tamanho grande, crescimento rápido, ciclo de vida longo, dispersão eficiente, dispendendo pequena taxa de energia para a reprodução. Os estrategistas-s ou espécies tolerantes apresentam tipicamente tamanho pequeno, crescimento lento, ciclo de vida longo e lento, baixa capacidade de dispersão, alta resistência fisiológica, utilizando pequena quantidade de energia nos processos reprodutivos (GRAY, 1981; ACIESP, 1987).

ÁREA ESTUDADA

A Baía de Paranaguá (25°16-34'S, 48°17-42'W) está localizada ao norte da planície da Praia de Leste. Estende-se a leste continente adentro para além da cidade de Antonina, e ao norte para além da cidade de Guaraqueçaba (FIG. 1). Sua extensão no sentido leste-oeste é de aproximadamente 46 km, com largura máxima de 10 km (BIGARELLA, 1978).

A Baía de Paranaguá foi estudada sob alguns aspectos, como geografia e geomorfologia (MAACK, 1968; BIGARELLA, 1978), climatologia (MAACK, 1968; BIGARELLA, 1978), biologia pesqueira (LOYOLA E SILVA & NAKAMURA, 1975; LOYOLA E SILVA *et al.*, 1977), fitoplâncton (MOREIRA FILHO & KUTNER, 1962; MOREIRA FILHO *et al.*, 1975; MOREIRA & MOREIRA FILHO, 1981), produção primária e hidrografia (BRANDINI, 1985; KNOPPERS *et al.*, 1987; BRANDINI *et al.*, 1988), macrobentos (LANA, 1984 e 1986; MÜLLER, 1984), zooplâncton (MONTU & CORDEIRO, 1988), ictioplâncton (SINQUE *et al.*, 1982), ictiofauna e produtividade (CORRÊA, 1987).

Esta baía pode ser caracterizada como ambiente estuarino, por constituir corpo de água semi-fechado, apresentando conexão livre com o oceano e mistura da água do mar com água doce dos rios da Serra do Mar e da baixada litorânea. Por estas razões, a Baía de Paranaguá foi considerada como um complexo estuarino-baía por SINQUE *et al.* (1982). Foi classificada como estuário do tipo B, parcialmente misturado, segundo o padrão de

estratificação da classificação de Pritchard (KNOPPERS & OPITZ, 1984), e como estuário do tipo 2a, de acordo com o diagrama de estratificação-circulação de Ransen & Rattray (KNOPPERS *et al.*, 1987).

Segundo MAACK (1968), a Baía de Paranaguá recebe o aporte fluvial de quatro pequenas bacias hidrográficas. A maior destas, a bacia hidrográfica da Baía das Laranjeiras, ao norte, apresenta área de 1443 km². A seguir encontra-se, a leste da Ilha Teixeira, a bacia hidrográfica da Baía de Antonina, com 1000 km². O rio Nhundiaquara e seus afluentes formam uma bacia que corresponde a 311 km² de área, estando localizada a leste da cidade de Antonina. A bacia hidrográfica da Baía de Paranaguá propriamente dita, com 607 km², é constituída por rios de marés (gamboas ou "marigots") e, pelo rio Guaraguaçu e seus afluentes, com nascentes na Serra da Prata ou na planície da Praia de Leste.

A Baía de Paranaguá pode ser dividida em quatro baías menores, que apresentam características próprias. Entre a Ilha do Mel e a Ilha Teixeira é denominada de Baía de Paranaguá propriamente dita. A partir da Ilha Teixeira para leste recebe o nome de Baía de Antonina. É chamada de Baía das Laranjeiras ao norte da Ilha das Cobras e a nordeste recebe a denominação de Baía dos Pinheiros (BIGARELLA, 1978).

O local estudado situa-se no trecho denominado por BIGARELLA (1978) de Baía de Paranaguá propriamente dita. Portanto, as descrições apresentadas a seguir referem-se exclusivamente à esta região. Este autor estimou em 44 m³/s a entrada de água doce nesta baía, a partir de dados de vazão

relativos a um período de 20 anos. KNOPPERS **et al.** (1987) estimaram a entrada média anual de água doce na baía em $75 \text{ m}^3/\text{s}$, sendo a contribuição do sistema fluvial da Serra do Mar de $50 \text{ m}^3/\text{s}$, e o restante proveniente dos pequenos rios e dos rios de maré (gamboas ou "marigots"). Os mesmos autores observaram ainda que os valores médios da entrada de água doce sofrem marcadas variações temporais ou sazonais.

A precipitação média para a Baía de Paranaguá, entre outubro de 1980 e setembro de 1981, foi estimada em $1976,4 \text{ mm}$ por SINQUE **et al.** (1982). KNOPPERS **et al.** (1987) citam uma precipitação média anual em torno de 2000 mm . No período de novembro de 1985 a dezembro de 1986, BRANDINI **et al.** (1988) registraram uma estação chuvosa entre janeiro e abril, uma estação seca em junho, prolongando-se até outubro, e outra estação chuvosa entre novembro e dezembro.

O Instituto de Pesquisas da Marinha realizou entre 1969 e 1979 estudos sobre marés e correntes na Baía de Paranaguá. As marés são do tipo semidiurno, com a ocorrência de uma maré secundária de 3 horas de semi-período, durante as fases de quadratura. A velocidade de corrente de maré na entrada da baía de Paranaguá correspondeu a 9 cm/s , e na secção mediana próxima à cidade de Paranaguá, a 5 cm/s . Estas medidas foram tomadas a 5 m de profundidade, durante um período de condições meteorológicas instáveis (BIGARELLA, 1978). Medidas realizadas na superfície resultaram em velocidades de maré enchente e vazante entre 100 cm/s e 125 cm/s duas horas antes dos picos da maré alta e baixa, respectivamente. No fundo, a velocidade máxima de corrente ocorreu

também cerca de duas horas antes do pico da maré de superfície (KNOPPERS *et al.*, 1987)

As amplitudes máximas e mínimas de maré foram caracterizadas por KNOPPERS *et al.* (1987), sendo respectivamente de 2,0 m e 0,5 m para o complexo estuarino da Baía de Paranaguá.

A circulação na baía é basicamente controlada pelas correntes de marés que predominam sobre o fluxo fluvial. Durante o refluxo, a velocidade das correntes é maior do que no fluxo, devido ao represamento das águas fluviais na preamar (BIGARELLA, 1978).

Os sedimentos da Baía de Paranaguá caracterizam-se pela mistura de material proveniente do continente e por material autóctone. Nos canais e na porção oriental da baía encontram-se sedimentos melhor selecionados (areia), enquanto que nos canais de fluxo das marés ocorre a presença de sedimentos grosseiros, como areia grossa, grânulos e fragmentos de conchas. Na porção ocidental da Baía de Paranaguá encontram-se sedimentos mal selecionados, com predomínio de frações finas (BIGARELLA, 1978). Este padrão é reflexo da deposição de material mais fino em áreas de baixa energia, e do seu transporte para ambientes de alta energia, onde ocorre principalmente a deposição de material arenoso bem selecionado.

BIGARELLA (1978), SINQUE *et al.* (1982), LANA (1984,1986) e KNOPPERS *et al.* (1987) sugeriram a divisão da Baía de Paranaguá em dois setores, a partir de suas características hidrográficas e sedimentológicas. O setor oriental está compreendido

entre as barras de acesso da baía, a leste, e a cidade de Paranaguá. Este setor assemelha-se ao ambiente nerítico da plataforma continental, encontrado além da Ilha do Mel. Os sedimentos são predominantemente bem selecionados, sendo intensa nesta região a ação das ondas e de correntes de vazante. O setor ocidental situa-se a oeste da cidade de Paranaguá, prolongando-se para além da cidade de Antonina. Caracteriza-se por ser área estuarina propriamente dita, com ambientes de baixa energia, apresentando a deposição de sedimentos finos, mal selecionados.

Variações espaço-temporais dos principais parâmetros físico-químicos da água da Baía de Paranaguá foram analisadas por SINQUE **et al.** (1982), BRANDINI (1985), LANA (1986), KNOPPERS **et al.** (1987) e BRANDINI **et al.** (1988).

O local estudado é uma depressão subaquática situada a $25^{\circ}33'00''-33'22''S$ e $48^{\circ}33'00''-33'47''W$, no setor oriental da Baía de Paranaguá, defronte à foz do rio Maciel, no Mar da Cotinga (FIG. 2). Esta depressão apresenta área aproximada de 10.000 m^2 , e profundidade média no ponto de amostragem de 18 m, embora conste na carta náutica nº 1822 da DHN (1976) o registro de 14 m de profundidade. O ambiente caracteriza-se como polihalino, apresentando hidrodinamismo mais elevado do que nos setores internos da baía. Próximo deste local encontram-se algumas praias arenosas e bancos lodosos, além de manguezais e marismas pouco desenvolvidos. A área de coleta foi anteriormente estudada por LANA & SOVIERZOSKI (1987a), REBELLO & BRANDINI (1988) e ALMEIDA **et al.** (1989).

O rio Maciel possui 10,6 km de extensão (ALMEIDA **et al.**, 1989), com a foz apresentando cerca de 200 m de

largura. A depressão amostrada dista cerca de 120 m da Ponta do Maciel, no continente (DHN, 1976). No sedimento de fundo há predomínio de areia fina, além da presença de areia grossa. À margem esquerda apresenta deposição de sedimentos finos, sendo a vegetação formada pelas espécies características do ambiente de manguezal. À margem oposta está ocupada por vegetação de restinga, segundo ALMEIDA *et al.* (1989).

A depressão subaquática amostrada atua como área de deposição do material em suspensão proveniente do rio Maciel. O sedimento está formado por silte-argila até grânulos, sendo estruturalmente complexo, apresentando até 16 classes texturais distintas. As concentrações de matéria orgânica foram elevadas, e os teores de carbonato de cálcio situaram-se em torno de 6,7%. Verificou-se também a presença de tubos de animais, restos calcáreos de organismos marinhos e detritos vegetais, aumentando ainda mais a complexidade do substrato (LANA & SOVIERZOSKI, 1987a).

Com relação aos parâmetros de salinidade e temperatura, a coluna de água próxima da desembocadura do rio Maciel apresentou certa homogeneidade. Entretanto, em períodos de alta pluviosidade, a entrada de água doce pode acarretar alterações na estratificação vertical, principalmente no que se refere à salinidade (KNOPPERS *et al.*, 1987; BRANDINI *et al.*, 1988).

REBELLO & BRANDINI (1988) amostraram um ponto na foz do rio Maciel, entre maio de 1987 e fevereiro de 1988, com a finalidade de conhecer a variação sazonal da biomassa planctônica na coluna de água. A temperatura da água foi homogênea, com máxima de 28,5°C e mínima de 20,0°C. Para a salinidade observou-

se um gradiente crescente da superfície para o fundo, variando de 20,88% a 34,91% durante as marés vazantes. A concentração máxima de oxigênio dissolvido foi de 6,48 ml/l, enquanto a mínima foi de 4,14 ml/l. A variação do seston oscilou de 2,76 mg/l a 16,8 mg/l na superfície, e entre 4,33 mg/l a 34,23 mg/l no fundo. Nos períodos de maior precipitação, ocorreram as maiores concentrações de clorofila *a*, devido à alta disponibilidade de nitrato e silicato. No entanto, registraram-se valores máximos de nitrato tanto no período chuvoso (maio de 1987) quanto em época de menor precipitação (janeiro de 1988). Para amônia, nitrito e nitrato não houve um padrão definido de distribuição ao longo da coluna de água. A distribuição vertical do fosfato apresentou-se homogênea, enquanto as concentrações de silicato variaram irregularmente da superfície para o fundo.

ALMEIDA *et al.* (1989) estudaram a foz do rio Maciel durante dois ciclos de maré. As velocidades de correntes de maré foram maiores durante a sizígia, variando de 270 cm/s a 170 cm/s. Nas marés de quadratura, as velocidades de correntes atingiram de 70 cm/s a 35 cm/s. As maiores velocidades de corrente foram registradas em marés vazantes, tanto em sizígia como em quadratura. Quanto aos parâmetros físico-químicos não ocorreram grandes diferenças entre a água de superfície e de fundo nos dois ciclos de marés, tanto para a salinidade, com 28% a 32%, quanto para a temperatura, de 18°C a 20°C. Para o oxigênio dissolvido foram pouco significativas as diferenças entre a água de superfície e de fundo durante a sizígia, com valores oscilando de 6,10 ml/l a 7,87 ml/l, embora o ciclo de quadratura tenha se apresentado bastante irregular, com concentrações mais altas (7,20 ml/l) na camada junto

ao fundo, e menores (5,10 ml/l) na superfície. As concentrações mínimas e máximas do seston variaram de 1,87 mg/l na superfície e em maré vazante, a 64,77 mg/l no fundo e em maré enchente, enquanto a clorofila a também apresentou variações de concentração sob a influência da maré. Para amônia foi detectado comportamento distinto entre amostras da superfície e de fundo, sendo que as últimas apresentaram maiores concentrações. O nitrito, nitrato e silicato não apresentaram padrão de estratificação vertical e relação com a maré, enquanto que para o fosfato verificou-se comportamento semelhante na camada superficial da água e próxima ao fundo.

MATERIAL E MÉTODOS

1. OBTENÇÃO DOS DADOS

Foram realizadas coletas mensais entre novembro de 1985 e janeiro de 1988, com o uso do barco CBM II, do Centro de Biologia Marinha da Universidade Federal do Paraná.

O posicionamento para as coletas foi rotineiramente realizado com o auxílio da carta náutica nº 1822 (DHN, 1976), a partir de visadas a pontos notáveis da costa e adicionalmente através da batimetria, utilizando-se ecobatímetro Flasher modelo 511. O barco era ancorado durante a amostragem, estando sujeito à pequena deriva devido às correntes de maré e ação dos ventos.

Utilizou-se um pegador de fundo do tipo Van Veen, com $0,06 \text{ m}^2$ de área de amostragem, para coletar a fauna macrobentônica e o sedimento. Foram consideradas bem sucedidas as pegadas com 2/3 ou mais da capacidade do amostrador.

No primeiro período de amostragens, entre novembro de 1985 e dezembro de 1986, correspondente em sua maior parte ao Projeto "Estudo Integrado do Ecossistema da Baía de Paranaguá" (Comissão Interministerial para os Recursos do Mar/Centro de Biologia Marinha - UFPR), foram realizadas 5 pegadas mensais, com área total de amostragem de $0,30 \text{ m}^2$. Devido aos altos valores do

desvio padrão das médias populacionais das espécies numericamente dominantes, aumentou-se o esforço amostral no segundo período de coletas. Em janeiro de 1987 foram realizadas 6 pegadas, com área total de amostragem de 0,36 m². A partir de fevereiro de 1987, o número de pegadas mensais foi elevado para 8, perfazendo uma área mensal total de amostragem de 0,48 m².

As amostras foram acondicionadas em baldes plásticos devidamente etiquetados e transportados para o Laboratório de Bentos do Centro de Biologia Marinha (UFPR), em Pontal do Sul, para posterior triagem.

A macrofauna bentônica foi triada através de um jogo de peneiras de malhas de 1,0 e 0,5 mm. Durante o período de novembro de 1985 a junho de 1987, o material coletado era triado vivo e posteriormente anestesiado por 3 a 4 horas, em solução de cloreto de magnésio a 7%. Em seguida os animais eram fixados em formol a 10%, durante 24 a 72 horas, e conservados em álcool 70%. No período de julho de 1987 a janeiro de 1988, o material bentônico foi fixado com formol concentrado, diretamente nos baldes plásticos, com a posterior triagem das amostras.

Os organismos macrobentônicos foram identificados e quantificados com o auxílio de um microscópio estereoscópico Micronal e um microscópio óptico Ausjena. Utilizou-se bibliografia especializada para a identificação dos principais grupos. Os animais que apresentaram dificuldades na identificação em nível específico foram enviados a especialistas.

Cerca de 100 g de sedimento foram separados da primeira pegada bem sucedida, armazenados em frascos de vidro e

estocados em freezer, para análises posteriores. A análise granulométrica baseou-se na metodologia descrita em SUGUIO (1973). A quantidade de matéria orgânica foi estimada após queima do sedimento em mufla durante 24 horas, a 470°C, de acordo com o método descrito por BROWER & ZAR (1977). O teor de carbonato de cálcio foi obtido pelo método da acidificação por ácido clorídrico. Todas as análises de sedimento foram efetuadas no Laboratório de Sedimentologia do Departamento de Ecologia da Universidade Federal do Rio de Janeiro.

Para a coleta da água utilizou-se uma garrafa de Van Dorn, com 2 litros de volume, obtendo-se amostras da superfície e da camada junto ao fundo. As temperaturas do ar e da água foram medidas com termômetro de mercúrio, marca Abra. Na leitura do pH das amostras foi utilizado um pHmetro portátil Imbacrios PM 603.

Foram coletadas amostras para oxigênio dissolvido, salinidade e seston tanto da camada superficial da água, como da camada próxima ao fundo. Estas amostras foram transportadas para o Centro de Biologia Marinha (UFPR). Para a análise do oxigênio dissolvido seguiu-se o método de Winkler, para a salinidade, o método de Harvey, e para o seston, a metodologia descrita em STRICKLAND & PARSONS (1968). Estas análises foram efetuadas no Laboratório de Fitoplâncton do Centro de Biologia Marinha (UFPR).

Falhas de equipamento ou transporte foram eventualmente responsáveis pela não obtenção de dados físico-químicos.

2. TRATAMENTO DOS DADOS

Os valores obtidos para os parâmetros físico-químicos, referentes a temperatura, salinidade, oxigênio dissolvido, pH e seston tanto da camada superficial da água como da camada junto ao fundo, foram plotados em gráficos de linha. A interpolação foi empregada como artifício para melhor compreensão dos gráficos. Utilizando-se os dados das análises dos sedimentos, como as percentagens de silte-argila, de areia e de cascalho, diâmetro médio dos grãos, grau de seleção, grau de assimetria, curtose, percentagens de matéria orgânica e de carbonato de cálcio, foram confeccionados histogramas. Valores de frequência dos principais grupos, considerados ao maior nível taxonômico de diferenciação significativa, foram obtidos pelo somatório das densidades de todos os taxa, com transformação para percentagem.

Para a análise da estrutura da associação local e de sua variabilidade temporal foram calculados e plotados em gráficos de linha a densidade total (N , ind./m²), o número de espécies (S), a riqueza de espécies (SR), a dominância (D , %), a diversidade específica (H , bits/ind.), a equitatividade (J), o coeficiente de variação ($C.V.$) e o índice de Dominância Biológica ($I.D.B.$).

Devido às diferenças de área total amostrada ao longo do estudo, as densidades médias mensais de cada táxon foram expressas por m².

Considerou-se o número de espécies (S) como o somatório de todos os taxa registrados em cada amostragem mensal, ainda que não identificados em nível específico.

Para a avaliação da diversidade específica (H, bits/ind.), utilizou-se o índice de Shannon (PIELOU, 1966):

$$H = -\sum p_i \log_2 p_i,$$

onde p_i é a proporção do enésimo taxa, em relação ao total.

A equitatividade (J) foi obtida pelo seguinte cálculo:

$$J = H / \log_2 s,$$

onde s é o número de espécies na amostra e H a diversidade específica (PIELOU, 1966).

A riqueza de espécies (SR) foi calculada de acordo com MARGALEF (1968 in BOESCH, 1972):

$$SR = (s-1) / \ln N,$$

onde s é o número de espécies e N a densidade total mensal.

Os valores de dominância (D, %) foram obtidos pelo seguinte cálculo:

$$D = Y_1 + Y_2,$$

onde Y_1 e Y_2 são os valores em percentagem das duas espécies mais abundantes (McNAUGHTON, 1968 in FRANZ & HARRIS, 1988).

Para os taxa que apresentaram médias populacionais totais iguais ou superiores a 3,0 ind./m² foi calculado o coeficiente de variação (C.V.), de acordo com SANDERS (1978):

$$C.V. = s/x,$$

onde s é o desvio padrão e x é a média. No entanto, deve-se ressaltar que esta medida é adimensional e comumente expressa em percentagem. Valores do coeficiente de variação (C.V.) foram utilizados para avaliar a maior ou menor "persistência" (ou "estabilidade" em torno das médias populacionais) das espécies locais ao longo do estudo. Baixos valores deste coeficiente corresponderiam a uma maior "estabilidade" populacional ao longo do tempo.

O índice de Dominância Biológica (I.D.B.), proposto por SANDERS (1960), foi utilizado para distinguir os taxa mais característicos da comunidade da foz do rio Maciel. Em caso de idêntica pontuação deste índice, a ordenação levou em conta a maior frequência como uma das 10 espécies dominantes. Nos casos de frequências também idênticas, foram ordenados em primeiro lugar os taxa com maiores postos na escala de dominância numérica. Permanecendo ainda a igualdade, prevaleceu a listagem taxonômica apresentada na Tabela V. A variabilidade temporal das médias populacionais das 8 espécies com índice de Dominância Biológica (I.D.B.) mais elevado também foi plotada em gráficos de linha.

Para a análise da variabilidade temporal da associação local e para a identificação e hierarquização dos fatores responsáveis por esta variabilidade foram adotadas técnicas multivariadas. Na análise de agrupamentos, os valores de densidades mensais das 54 espécies com maior índice de Dominância Biológica (I.D.B.) foram transformados em $\log(x+1)$, obtendo-se a matriz de dados inicial. Aplicando-se a distância de Canberra-Metric a esta matriz obteve-se a matriz final; como estratégia de agrupamento,

empregou-se o método das médias não ponderadas (UPGMA) para a confecção do dendrograma das observações (ou meses de coleta).

Para a análise em componentes principais (PCA), utilizou-se a matriz inicial de dados da análise de agrupamentos, acrescentando-se os valores de temperatura e salinidade da água de fundo, diâmetro médio dos grãos, percentagens de silte-argila e de matéria orgânica do sedimento, com os valores também transformados para $\log(x+1)$ e empregando o artifício da interpolação somente para os parâmetros ambientais. O método adotado para a análise em componentes principais foi o da covariância não centrada.

Para o cálculo da diversidade específica mensal, análises de agrupamento e em componentes principais foi empregado o pacote estatístico MVSP (KOVACH, 1986).

RESULTADOS

1. ASPECTOS AMBIENTAIS

Os valores dos parâmetros físico-químicos da camada de água superficial e da água de fundo, a temperatura do ar, a profundidade e parâmetros sedimentológicos foram relacionados na Tabela I.

A temperatura do ar variou de 18,5°C (julho de 1987) a 29,0°C (janeiro de 1987). Na camada superficial da água, a temperatura oscilou entre 18,5°C (julho de 1987) e 29,5°C (janeiro de 1987). Na camada de água junto ao fundo, a mínima também foi 18,5°C (julho de 1987) e a máxima de 29,0°C (janeiro de 1987). Observaram-se variações bruscas na temperatura do ar, como no período de julho a setembro de 1986 e outubro de 1986 a maio de 1987. As flutuações mensais das temperaturas da água de superfície e de fundo obedeceram a um padrão sazonal, com temperaturas abaixo de 22,0°C no inverno de 1986 e abaixo de 20,5°C no inverno de 1987, com exceção de setembro de 1987. Nos demais meses as temperaturas da água foram mais elevadas, estando acima de 25,0°C. Entretanto o período de temperaturas mais baixas no ano de 1987 foi mais longo do que o observado para o ano de 1986, com aumento da temperatura somente nos últimos meses de coleta (FIG. 3).

A salinidade da água de superfície variou entre um mínimo de 15,41‰ (fevereiro de 1987) e um máximo de 33,14‰ (janeiro de 1986). A camada de água próxima ao fundo apresentou salinidades entre 25,58‰ (fevereiro de 1986) e 34,30‰ (abril de 1987). Com exceção de fevereiro de 1986 e de janeiro a maio de 1987, quando os valores da água de superfície foram muito baixos, a salinidade não apresentou grandes variações ao longo da coluna de água (FIG. 4).

O teor de oxigênio dissolvido na camada superficial da água variou entre 4,66 ml/l (dezembro de 1986) e 9,49 ml/l (abril de 1986), enquanto que na camada de água junto ao fundo foi registrada uma concentração mínima de 5,20 ml/l (dezembro de 1986) e um máximo de 9,08 ml/l (outubro de 1986). As concentrações de oxigênio dissolvido na coluna de água apresentaram valores altos no período de novembro de 1985 a novembro de 1986, com exceção de fevereiro de 1986, enquanto que entre dezembro de 1986 e janeiro de 1988 os teores foram mais baixos (FIG. 5).

O pH da água de superfície oscilou entre 7,42 (maio de 1986) e 8,74 (agosto de 1986). Para o pH da água de fundo, o mínimo foi de 6,88 (abril de 1986) e o máximo de 8,76 (agosto de 1986). O pH manteve-se alcalino com pequenas variações entre superfície e fundo, exceto em abril de 1986, quando foi registrado o valor mais baixo na água de fundo (FIG. 6).

Observaram-se grandes variações no seston, registrando-se na camada superficial da água um mínimo de 1,73 mg/l (junho de 1986) e um máximo de 27,70 mg/l (janeiro de 1986). Para a água de fundo, as variações foram de 2,54 mg/l (junho de 1986) a

42,63 mg/l (janeiro de 1986). Apesar da variação do seston, no período de dezembro de 1986 a maio de 1987 os valores oscilaram apenas entre 7,76 mg/l e 8,65 mg/l, tanto na água de superfície quanto na de fundo. No entanto, valores maiores foram registrados entre novembro de 1985 e dezembro de 1986, comparados aos do período compreendido entre janeiro e maio de 1987 (FIG. 7).

Quanto à composição textural dos sedimentos, as percentagens de areia, fração dominante, variaram de 85,02% (novembro de 1986) a 98,93% (fevereiro de 1987). Os valores percentuais de cascalho foram muito baixos, com um mínimo de 0,32% (janeiro de 1988) e um máximo de 8,37% (janeiro de 1986), não havendo registro na amostra de setembro de 1987. A quantidade de silte-argila também foi baixa, variando de 0,26% (fevereiro de 1987) a 9,72% (outubro de 1986), não sendo observada na amostra de janeiro de 1986. Foram observados os menores valores de cascalho e finos no período de janeiro de 1987 a janeiro de 1988, sendo que a partir de agosto de 1987, os sedimentos estiveram formados por areia e finos, exceto em novembro e dezembro deste ano, quando a fração cascalho esteve também presente (FIG. 8).

De modo geral, os sedimentos estiveram formados basicamente por areia média, com diâmetro variando de 1,33 ϕ (julho de 1986) a 2,86 ϕ (setembro de 1987). Apenas 3 amostras apresentaram diâmetro médio acima de 2,0 ϕ , na faixa de areias finas, em janeiro de 1986, setembro de 1987 e janeiro de 1988 (FIG. 9).

Em relação ao grau de seleção, as oscilações foram de 0,96 ϕ (setembro de 1987) a 1,95 ϕ (novembro de 1986), caracterizando os sedimentos como mal selecionados. Apenas 2

amostras, em abril de 1986 e setembro de 1987, apresentaram valores abaixo de 1,00%, indicando seleção moderada (FIG. 10).

Os sedimentos apresentaram assimetria positiva, com variações entre -0,003 Sk (setembro de 1986) e 0,45 Sk (maio de 1987). A maioria dos sedimentos foi aproximadamente simétrica; apenas a amostra de maio de 1987 apresentou assimetria muito positiva (FIG. 11).

A curtose variou de 0,78 Kg (janeiro de 1988) a um máximo de 1,66 Kg (outubro de 1987). Os sedimentos foram caracterizados como leptocúrticos, com as amostras relativamente bem selecionadas na parte central da distribuição (FIG. 12).

As concentrações de matéria orgânica variaram entre 0,92% (janeiro de 1987) e 2,92% (dezembro de 1986), com apenas 4 amostras apresentando valores acima de 2% (FIG. 13).

O teor de carbonato de cálcio dos sedimentos oscilou de 1,59% (fevereiro de 1986) a 12,06% (outubro de 1987). Foram registrados, além do valor máximo, dois outros picos significativos, de 8,14% (agosto de 1986) e 9,19% (maio de 1987). A maioria dos valores foi inferior a 5% (FIG. 14).

2. ASPECTOS FAUNÍSTICOS

Um total de 34.247,73 ind./m² foi registrado entre os 215 taxa identificados na comunidade macrobentônica da foz do rio Maciel, tendo sido possível o reconhecimento de 130 em nível específico, distribuídos em 14 filos. A Classe Polychaeta esteve representada por 101 taxa, seguindo-se a Ordem Decapoda com 36 e as Classes Bivalvia, Ophiuroidea e Gastropoda com 28, 15 e 6 taxa, respectivamente.

Os Polychaeta também foram os organismos mais frequentes, com 45,02% do total da macrofauna. Seguiram-se em ordem decrescente Cephalochordata com 25,14%, Ophiuroidea com 9,43%, Actiniaria com 7,33%, Bivalvia com 4,27% e Decapoda e Sipuncula com 2,99% e 1,43% respectivamente. Os demais taxa estiveram presentes com frequências totais inferiores a 1% (Tabela II).

As variações mensais da densidade total (N, ind./m²), do número de espécies (S), da diversidade específica (H, bits/ind.), da equitatividade (J), da riqueza de espécies (SR) e da dominância (D, %) foram relacionadas na Tabela III.

As densidades mensais totais (N, ind./m²) sofreram variações de 239,52 ind./m² (setembro de 1987) a 2.581,22 ind./m² (janeiro de 1988). Nos períodos mais quentes foram registradas as maiores densidades, salvo algumas exceções como fevereiro e setembro de 1987. As densidades populacionais foram superiores a 1.700,00 ind./m² nos meses de janeiro de 1986, de 1987

e de 1988, enquanto que nos meses de fevereiro de 1986 e de 1987 ocorreram quedas na densidade (FIG. 15).

O número de espécies (S) oscilou entre 42 (fevereiro e setembro de 1987) e 87 (dezembro de 1987), com apenas 6 amostras apresentando menos de 50. No período de fevereiro a junho de 1986 foram registradas poucas variações no número de espécies (S), ao contrário do observado no restante do estudo. O número de espécies (S) em setembro de 1987 foi um dos mais baixos, assim como a densidade total. Deve-se acentuar que, exceto em fevereiro de 1987, o número de espécies (S) foi significativamente mais elevado nos meses mais quentes (novembro e dezembro de 1987) (FIG. 15).

A diversidade específica (H, bits/ind.) variou entre 2,42 bits/ind. (abril de 1986) e 4,91 bits/ind. (janeiro de 1987), com poucos valores abaixo de 4,00 bits/ind., exceto em novembro de 1985, abril a agosto de 1986, fevereiro e julho de 1987 e janeiro de 1988. Não foi observado padrão temporal consistente para a diversidade específica (H, bits/ind.) (FIG. 15).

A equitatividade (J) oscilou entre 0,43 (abril de 1986) e 0,89 (setembro de 1987), sem nenhum padrão definido de variação (FIG. 15).

A riqueza de espécies (SR) apresentou um mínimo (5,99) em fevereiro de 1987 e um máximo (11,85) em dezembro de 1987. Valores acima de 10,00 foram registrados em janeiro, março, abril, junho, agosto e novembro de 1987, além do máximo já mencionado, não tendo sido observado padrão temporal definido (FIG. 16).

A dominância (D, %) variou entre 20,88% (setembro de 1987) e 73,56% (abril de 1986), com muitas flutuações ao longo do período de estudo (FIG. 16).

Ao longo dos 25 meses de estudo, destacaram-se pela persistência e dominância numérica o Cephalochordata **Branchiostoma** cf **marambaiensis**, os Polychaeta **Laonice cirrata**, **Chone** sp, **Lumbrineris hebes**, **Goniadides carolinae**, **Owenia fusiformis**, **Mediomastus** sp, **Mooreonuphis lineata**, **Diopatra** sp, **Exogone arenosa**, **Glycera americana**, **Lumbrineris tetraura**, **Loimia medusa**, **Goniada maculata** e **Hemipodus olivieri**, os Ophiuroidea **Ophiactis lymani** e **Microphiopholis atra**, exemplares jovens de Actiniaria e uma espécie não identificada de Edwardsiidae, o Sipuncula **Golfingia** sp, Nemertinea e os Bivalvia **Tellina** sp e **Abra lioica**, taxa que apresentaram índice de Dominância Biológica (I.D.B.) com valor igual ou superior a 20 (Tabela IV).

As densidades populacionais dos taxa identificados na comunidade foram apresentadas na Tabela V.

Branchiostoma cf **marambaiensis** dominou numericamente a comunidade, apresentando o maior índice de Dominância Biológica (I.D.B.=214). Suas densidades populacionais variaram entre 143,33 ind./m² (novembro de 1986) e 643,33 ind./m² (maio de 1986), com exceção de um pico em abril de 1986 (1556,67 ind./m²) e das acentuadas quedas registradas de setembro a novembro de 1987 e janeiro de 1988 (até 2,08 ind./m²). Tanto em 1986 como em 1987, os picos populacionais foram registrados em abril, após o verão (FIG. 17).

Devido à sua persistência durante todo o período de estudo, **Laonice cirrata** apresentou índice de Dominância Biológica elevado (I.D.B.=207), com densidades variando de 6,25 ind./m² (setembro de 1987) a 276,67 ind./m² (outubro de 1986). Com algumas exceções, as densidades populacionais mais elevadas foram registradas em épocas mais quentes, na primavera e início do verão (janeiro de 1986, setembro de 1986 a janeiro de 1987, outubro e novembro de 1987) (FIG. 17).

Outro Polychaeta também persistente na comunidade foi **Chone** sp, que apresentou índice de Dominância Biológica alto (I.D.B.=125). Foram registradas densidades populacionais entre 4,17 ind./m² (janeiro de 1988) e 233,33 ind./m² (janeiro de 1986), com exceção dos picos em novembro de 1985, outubro e novembro de 1987. Esta espécie também foi encontrada com densidades populacionais mais elevadas na primavera e início do verão (novembro de 1985, janeiro, setembro e outubro de 1986, outubro e novembro de 1987) (FIG. 17).

O Ophiuroidea **Ophiactis lymani** (I.D.B.=118) variou de 3,33 ind./m² (junho de 1986) a 252,78 ind./m² (janeiro de 1987). As densidades populacionais mensais foram mais elevadas em 1987 do que em 1986 (FIG. 17).

Com índice de Dominância Biológica igual a 94, **Lumbrineris hebes** apresentou densidades populacionais de 3,33 ind./m² (maio e junho de 1986) a 133,33 ind./m² (janeiro de 1988). Em geral, as densidades tiveram picos em janeiro, tanto de 1986 quanto de 1988, com valores de densidades mensais também altos em 1987 (FIG. 18).

Goniadides carolinae (I.D.B.=87) apresentou densidades populacionais que oscilaram de 2,08 ind./m² (maio de 1987) a 190,00 ind./m² (novembro de 1985). As maiores densidades foram observadas no período 1985-1986 (FIG. 18).

Outro Ophiuroidea persistente na comunidade foi **Microphiopholis atra** (I.D.B.=78). Com densidades populacionais entre 10,00 ind./m² (maio de 1986) e 72,92 ind./m² (janeiro de 1988), esta espécie esteve presente durante todo o período de estudo (FIG. 18).

Owenia fusiformis esteve presente com índice de Dominância Biológica igual a 73. As densidades populacionais registradas variaram de 2,08 ind./m² (janeiro de 1988) a 70,00 ind./m² (dezembro de 1986), ocorrendo picos de novembro de 1986 a janeiro de 1987 e em novembro de 1987. As densidades mensais foram maiores no período 1985-1986 do que em 1987-1988 (FIG. 18).

Exemplares jovens de Actiniaria foram registrados com índice de Dominância Biológica igual a 63, apresentando densidades de 2,08 ind./m² (maio, julho e setembro de 1987) a 156,25 ind./m² (dezembro de 1987). Verificaram-se os maiores picos em novembro de 1985 e de outubro a dezembro de 1987.

Com índice de Dominância Biológica com valor igual a 55, **Mediomastus** sp esteve presente com densidades populacionais variando entre 2,08 ind./m² (fevereiro de 1987 e janeiro de 1988) e 83,33 ind./m² (outubro de 1986). Durante 1987-1986 as densidades mensais foram mais elevadas.

Mooreonuphis lineata apresentou índice de Dominância Biológica de 53 e densidades populacionais de 2,08

ind./m² (janeiro de 1988) a 70,83 ind./m² (novembro de 1987), permanecendo acima dos 10,00 ind./m² durante o período de estudo, salvo algumas exceções.

Diopatra sp apresentou índice de Dominância Biológica igual a 51, com densidades populacionais entre 2,08 ind./m² (fevereiro e dezembro de 1987) e 191,67 ind./m² (janeiro de 1987).

Com valor do índice de Dominância Biológica de 47 foram registrados o Sipuncula **Golfingia** sp e o Bivalvia **Tellina** sp. As densidades populacionais de **Golfingia** sp oscilaram entre 2,08 ind./m² (setembro de 1987) e 56,67 ind./m² (novembro de 1986). As densidades populacionais de **Tellina** sp variaram de 2,08 ind./m² (abril e dezembro de 1987) a 80,00 ind./m² (novembro de 1986).

Exogone arenosa apresentou índice de Dominância Biológica igual a 39 e densidades populacionais que oscilaram de 2,08 ind./m² (fevereiro, setembro e dezembro de 1987) a 90,00 ind./m² (abril de 1986), tendo sido mais comum durante o período de 1987-1988.

Exemplares não identificados de Nemertinea e o Polychaeta **Glycera americana** tiveram o mesmo valor para o índice de Dominância Biológica (I.D.B.=25). As densidades populacionais do Nemertinea variaram de 2,08 ind./m² (fevereiro e março de 1987) a 41,67 ind./m² (janeiro de 1988) e de **G. americana**, entre 2,08 ind./m² (fevereiro de 1987) e 33,33 ind./m² (outubro de 1987). Para ambos os taxa, as densidades de 1987-1988 foram maiores do que em 1985-1986.

Com índice de Dominância Biológica igual a 22 foram registrados **Lumbrineris tetraura**, **Abra lioica**, **Loimia medusa** e **Goniada maculata**. **Lumbrineris tetraura** apresentou densidades populacionais entre 2,08 ind./m² (agosto e setembro de 1987, janeiro de 1988) e 39,58 ind./m² (abril de 1987), com maior número de ocorrências e densidades também mais elevadas em 1987. As densidades populacionais de **Abra lioica** variaram de 2,08 ind./m² (fevereiro e dezembro de 1987, janeiro de 1988) a 36,67 ind./m² (novembro de 1985 e julho de 1986). Para **Loimia medusa**, as oscilações nas densidades populacionais foram de 2,08 ind./m² (julho, outubro e novembro de 1987, janeiro de 1988) a 94,44 ind./m² (janeiro de 1987). Foram registradas densidades populacionais entre 3,33 ind./m² (junho de 1986) e 35,42 ind./m² (janeiro de 1988) para **Goniada maculata**, espécie também com densidades maiores em 1987.

Uma espécie não identificada de Edwardsiidae e **Hemipodus olivieri** apresentaram índice de Dominância Biológica baixo (I.D.B.=20). Para Edwardsiidae as densidades populacionais variaram de 2,08 ind./m² (junho e julho de 1987) a 25,00 ind./m² (dezembro de 1987), com um grande pico em janeiro de 1988 (1664,58 ind./m²), quando foi o taxon numericamente dominante da comunidade. **Hemipodus olivieri** apresentou densidades populacionais oscilando entre 2,08 ind./m² (fevereiro de 1987 e janeiro de 1988) e 22,92 ind./m² (julho de 1987), mantendo-se a população, em geral, em níveis abaixo de 19,00 ind./m².

Foi calculado o coeficiente de variação (C.V.) dos 56 taxa com densidades iguais ou superiores a 3,0 ind./m² entre os 215 reconhecidos. **Microphiopholis atra** foi a espécie com o

menor coeficiente (C.V.=0,58), enquanto a espécie não identificada de Edwardsiidae destacou-se por apresentar o maior valor (C.V.=4,67). Destacaram-se pelos baixos valores, além de *M. atra*, *Laonice cirrata*, *Golfingia* sp, *Owenia fusiformis*, *Glycera americana*, *Mooreonuphis lineata*. *Branchiostoma* cf *marambaiensis*, Nemertinea, *Hemipodus olivieri*, *Tellina* sp, *Lumbrineris hebes*, *L. tetraura*, *Mediomastus* sp, *Abra lioica* *Lumbrineris tetraura* e *Goniadides carolinae*, entre outros. Além da espécie não identificada de Edwardsiidae, apresentaram altos valores do coeficiente de variação (C.V.) *Chone* sp, *Loimia medusa*, *Diopatra* sp, *Exogone arenosa*, Actiniaria, *Ophiactis lymani* e *Goniada maculata*, entre outros. Foram observados 35 taxa com valores de coeficiente de variação (C.V.) entre 2,0 e 1,0, 13 taxa com valores inferiores a 1,0 e 8 taxa com coeficientes de variação (C.V.) acima de 2,0. Uma ordenação decrescente do coeficiente de variação (C.V.) foi relacionada na Tabela VI.

A análise de agrupamentos realizada sobre a matriz de densidades mensais transformadas ($\log x+1$) das 54 espécies com maior índice de Dominância Biológica (I.D.B.), durante os 25 meses estudados, resultou na separação de 3 grupos distintos ao nível de 80% de dissimilaridade. Um agrupamento esteve formado pelas amostras de 1985-1986, exceto novembro e dezembro de 1986. O outro grupo, que englobou o maior número de amostras, foi representado pelas amostras de 1987, acrescidas de novembro e dezembro de 1986. As amostras de fevereiro e setembro de 1987, bem como a de janeiro de 1988, ficaram isoladas destes dois grupos (FIG. 19).

A análise em componentes principais das observações, com os 4 eixos principais responsáveis por 88,60% da variância total, tornou distinta para os eixos 1 e 2 a tendência para a separação das amostras de três períodos, 1985-1986, 1987 e 1988, com algumas exceções, como já havia sido assinalado na análise de agrupamentos (FIG. 20). Estes eixos acentuaram a importância da variabilidade inter-anual, que foi o principal fator a separar as amostras. Os eixos 3 e 4, responsáveis por 4,5% da variância total, tornaram evidente a menor importância da sazonalidade, com tendência para a separação das amostras de primavera-verão e de outono-inverno dos diferentes anos. Formaram-se 4 grupos, com alguns pontos isolados e com pouca superposição. Um dos grupos, o de outono-inverno de 1986 e 1987, compreendeu também as amostras de setembro e outubro de 1986, além daquelas que caracterizaram estas estações do ano. Os outros grupos foram caracterizados como de verão ou de primavera-verão, com a distinção entre o verão de 1986-1987, o verão de 1988 com a amostra única de janeiro e a primavera-verão de 1987, considerado período "frio" mas agrupado junto com a amostra de janeiro de 1986 (FIG. 21). Entretanto, apesar da não disponibilidade de dados da temperatura da água de fundo nos dois últimos meses de estudo, observou-se que temperaturas mais frias permaneceram por mais tempo neste período do que o observado nos outros anos. Este fator, juntamente com a variação na composição do sedimento, que apresentou maior quantidade de finos em janeiro de 1988, provavelmente favoreceu a instalação de uma espécie não identificada de Edwardsiidae neste mês, fato que acarretou a separação desta amostra das demais.

Entre os fatores físico-químicos analisados na formação dos 4 eixos principais ou componentes principais das observações, a temperatura da água participou na separação dos grupos para os eixos 1 e 2, enquanto que a quantidade de silte-argila contribuiu para a separação dos grupos para os eixos 3 e 4. Os demais parâmetros físico-químicos contribuíram pouco para a definição dos eixos.

DISCUSSÃO

A temperatura da água junto ao fundo e a textura dos sedimentos foram os principais fatores ambientais responsáveis pela variabilidade da comunidade local.

As flutuações registradas para a temperatura do ar foram muito maiores do que as da água de superfície e de fundo. As oscilações verificadas na água de superfície também foram observadas na camada de água junto ao fundo, exceto em alguns meses quando as variações foram mais pronunciadas em superfície. As médias das temperaturas da coluna de água no verão e inverno foram respectivamente 26,9 e 20,7°C, definindo mais claramente um período de temperaturas mais quentes e outro de temperaturas mais frias, como já apresentado por SINQUE *et al.* (1982), BRANDINI (1985), KNOPPERS *et al.* (1987), BRANDINI *et al.* (1988), REBELLO & BRANDINI (1988) e ALMEIDA *et al.* (1989).

Apesar das quedas bruscas da salinidade na água de superfície nos meses de fevereiro de 1986 e de 1987, devido ao alto índice de precipitação, as oscilações na coluna de água estiveram entre 25,58 e 34,30‰, caracterizando o ambiente como polihalino (SINQUE *et al.*, 1982; ALMEIDA *et al.*, 1989). Os valores baixos de salinidade foram devidos a precipitação intensa, como já referido por KNOPPERS *et al.* (1987) e BRANDINI *et al.* (1988). Entretanto nenhum padrão sazonal foi registrado na foz do rio

Macieli; chuvas intensas, com aumento da vazão da água continental, foram também frequentes nos meses de inverno.

As concentrações de oxigênio dissolvido mantiveram-se entre 4,66 e 9,49 ml/l, valores semelhantes aos observados por BRANDINI (1985), BRANDINI *et al.* (1988), REBELLO & BRANDINI (1988) e ALMEIDA *et al.* (1989). Em relação a este parâmetro não foi observada sazonalidade na coluna de água, como também registrado por BRANDINI *et al.* (1988), que observaram variações temporais completamente irregulares na Baía de Paranaguá.

Em relação ao pH, as variações mais significativas ocorreram na camada de água junto ao fundo, enquanto ocorreu relativa homogeneidade na água de superfície, sem que fossem verificadas variações sazonais na coluna de água. BRANDINI *et al.* (1988) referiram-se ao pH mais elevado das áreas próximas à entrada da baía, com valores em torno de 8,0. Resultados semelhantes, com valores de pH entre 8,09 e 8,18, foram apresentados por BRANDINI (1985) para a região próxima à cidade de Paranaguá. A queda de valores de pH foi associada por LANA *et al.* (1989) à penetração no estuário de águas ricas em ácidos húmicos, provenientes da drenagem de manguezais e restingas adjacentes.

Padrões definidos na distribuição vertical e temporal do seston não foram observados, exceto em junho de 1986, quando os valores tanto da água de superfície quanto de fundo foram baixos, simultaneamente à menor taxa de precipitação de todo o período estudado. Em alguns meses ocorreram valores mais altos na camada de água junto ao fundo, parecendo existir uma tendência para a acumulação neste estrato (BRANDINI, 1985; ALMEIDA *et al.*, 1989).

Entretanto, nem sempre foi possível relacionar as variações no seston à precipitação, contrariamente ao sugerido por BRANDINI *et al.* (1988).

Os sedimentos foram caracterizados pela predominância de areias médias, com teor variável de finos, de maneira semelhante ao encontrado por LANA (1984) e LANA & SOVIERZOSKI (1987a). No entanto, as análises granulométricas de rotina não registraram a presença de tubos de Polychaeta, restos calcáreos e detritos vegetais nos sedimentos, observados visualmente. Procedimentos geológicos podem mascarar a complexidade estrutural de fundos inconsolidados, como registrado por LANA (1981).

No local, prevalecem correntes de maré intensas, não medidas mas observadas nos trabalhos de campo, além de fluxos residuais do próprio rio Maciel que embora carreguem material orgânico em suspensão, impedem a sua deposição permanente ou o remobilizam continuamente. A depressão atua provavelmente como uma bacia de deposição de fragmentos grosseiros, como restos de conchas e cascalho, criando diversos habitats, a serem ocupados por um grande número de espécies, pertencentes a diversos grupos funcionais.

Este tipo de ambiente permite também a instalação e desenvolvimento de uma epifauna sésil, semelhante àquela encontrada em costões rochosos da área, com a presença de Hydrozoa, Bryozoa, **Balanus improvisus**, espécies de Polychaeta das Famílias Polynoidae e Syllidae e do Ophiuroidea **Ophiactis lymani**, como já afirmado por LANA & SOVIERZOSKI (1987a).

O desaparecimento da fração cascalho e consequente aumento de finos, acompanhado de temperaturas de fundo presumidamente mais frias nos meses de verão, foi a provável causa da virtual substituição da espécie dominante **Branchiostoma** cf **marambaiensis** por uma espécie não identificada de Edwardsiidae no último mês de observações (janeiro de 1988).

Como evidenciado pelas análises de agrupamento e em componentes principais, a variabilidade inter-anual foi marcadamente mais evidente do que a sazonal. Entre os fatores responsáveis por essa variabilidade destacaram-se a temperatura da água de fundo, a composição textural dos sedimentos e o seston. Variações inter-anuais em comunidades bentônicas também foram registradas por BUCHANAN *et al.* (1978), POORE & RAINER (1979) e FLINT & YOUNG (1983), sendo que nem sempre fatores físico-químicos explicaram esta variabilidade.

Uma prática comum em ecologia bentônica têm sido a utilização de algumas poucas espécies, que se destacam pela abundância numérica, constância ou tamanho, para a caracterização das comunidades. A comunidade local pode ser caracterizada, numa primeira aproximação, por um pequeno grupo de espécies numericamente dominantes e persistentes, como **Branchiostoma** cf **marambaiensis**, **Laonice cirrata**, **Chone** sp e **Ophiactis lymani**. No entanto, mesmo estas espécies podem eventualmente ocorrer em densidades muito baixas ou desaparecer. Da mesma forma, espécies menos persistentes podem ocasionalmente apresentar dominância numérica, como é o caso da forma não identificada de Edwardsiidae. Assim, nem sempre é conveniente ou aconselhável caracterizar comunidades assim

estruturadas, a partir da abundância ou persistência de umas poucas espécies dominantes, fato já admitido anteriormente por LANA (1986) e JONES (1987).

A dominância numérica de apenas 5 ou 6 espécies ao longo de todo o período de estudo, apesar da elevada diversidade e riqueza da macrofauna, repete o padrão já descrito por WADE (1972) e WU & RICHARDS (1981) para outras associações tropicais ou subtropicais e desmente a idéia de que comunidades bentônicas muito diversificadas não apresentariam espécies claramente dominantes, como sugerido por THORSON (1966), SANDERS (1968) e STEPHENSON *et al.* (1970). A dominância numérica é, no entanto, dividida ou alternada por este conjunto de espécies ao longo do tempo, sem que uma única seja "persistentemente" dominante.

Padrões sazonais com picos de densidade geralmente associados a recrutamento nos meses mais quentes do ano (primavera-verão) foram registrados para muitas destas espécies dominantes, como **Branchiostoma cf marambaiensis**, **Laonice cirrata**, **Chone sp** e **Lumbrineris hebes**. Entretanto, marcadas flutuações mensais, inclusive nos meses de verão, mascararam estas tendências gerais para a comunidade como um todo.

No entanto, as densidades populacionais da maioria das espécies locais, que variam acentuadamente ao longo do tempo, não apresentam, muitas vezes, padrões sazonais bem definidos. Uma situação semelhante foi descrita por GASTON *et al.* (1988), em um estudo sobre a estrutura trófica de uma comunidade macrobentônica no Lago Calcasieu, na Louisiana (EUA).

O número total de indivíduos e espécies também variou acentuadamente. No caso destes parâmetros, padrões sazonais foram igualmente pouco evidentes. A densidade total da macrofauna foi em média, mais baixa em 1985-1986 do que em 1987-1988. JONES (1987) também registrou elevada variabilidade nas densidades populacionais de comunidades macrobentônicas do estuário do rio Hawkesbury, na Austrália, evidente ao longo de um gradiente de salinidade.

A riqueza de espécies e a densidade total da macrofauna foram menores do que aquelas descritas por WADE (1972), BOESCH (1973), WATLING (1975) e BUCHANAN (1975), para comunidades bentônicas de outros estuários. No entanto, são muito superiores às observadas em outras associações macrobentônicas de fundos sublitorais ou gamboas da Baía de Paranaguá (LANA & SOVIERZOSKI, 1987a; LANA *et al.*, 1989).

Tanto a diversidade específica quanto a equitatividade não apresentaram padrões sazonais definidos. Para POORE & RAINER (1979) a diversidade é variável em áreas com marcada sazonalidade nos parâmetros físico-químicos. BOESCH (1973) apresentou um modelo hipotético da variação sazonal destes dois parâmetros em comunidades de fundos arenosos e lodosos, no qual a ocorrência sazonal de espécies e a abundância tinham grande efeito na estrutura da comunidade macrobentônica de Hampton Roads. Nas comunidades de fundos arenosos a diversidade manteve-se estável, enquanto a equitatividade esteve reduzida. Em fundos lodosos, a diversidade apresentou flutuações. A diversidade específica em

comunidades de fundos areno-lodosos são mais estáveis do que em fundos lodosos.

Estes dois parâmetros, utilizados com frequência para a descrição da estrutura de comunidades macrobentônicas, mostraram-se inadequados para analisar a estrutura temporal da comunidade local. Esta inadequação deve-se ao fato da diversidade específica e da equitatividade serem simultaneamente influenciadas pelo número de espécies e pela uniformidade na distribuição de indivíduos por espécies. A ampla variabilidade destes componentes da diversidade específica ao longo do tempo mascarou tendências gerais de "enriquecimento" e aumento da densidade da macrofauna nos meses mais quentes do ano, não evidenciadas quando a diversidade e a equitatividade foram plotadas contra o tempo.

Apesar da elevada variabilidade temporal do número de espécies e de indivíduos, a comunidade macrobentônica da foz do rio Maciel é mais persistente e estável, no que se refere à composição específica e às densidades populacionais, do que outras comunidades de fundo que ocorrem em setores mesohalinos e oligohalinos da Baía de Paranaguá (LANA & SOVIERZOSKI, 1987a, b e c, 1988).

Estes autores sugeriram que estratégia de oportunismo é localmente mais evidenciada em ambientes com perturbações físicas, geralmente associadas à zona de máxima turbidez, como as Ilhas Gererês, onde a composição específica é muito variável, bem como as densidades populacionais, sendo a comunidade dominada por espécies de baixa persistência (LANA &

SOVIERZOSKI, 1987b). À medida que as condições locais se estabilizam, as espécies com rápido crescimento e altas taxas de mortalidade vão sendo substituídas. Esta comunidade é instável, apresentando baixa diversidade e caracterizando-se por elevadas densidades populacionais de espécies oportunistas (LANA & SOVIERZOSKI, 1987a).

No caso das estratégias de equilíbrio, como é o caso da comunidade macrobentônica da foz do rio Maciel, a composição específica é persistente, e as densidades populacionais das formas numericamente dominantes mantêm-se constantes, com algumas exceções. Um grande número de espécies ocupa diversos "habitats", como consequência da complexidade textural do fundo local (LANA & SOVIERZOSKI, 1987a). As espécies numericamente dominantes foram também aquelas com menor coeficiente de variação, indicando certa persistência da comunidade como um todo, geralmente com densidades relativamente constantes. SANDERS (1978) encontrou em áreas pouco afetadas por poluição com óleo pequenas variações na fauna e baixos coeficientes de variação, enquanto que em áreas severamente expostas a óleo foi verificada elevada instabilidade macrofaunal, com altos coeficientes de variação.

Interações biológicas, como predação, competição e as relações entre adultos e larvas têm sido apontadas como fatores responsáveis por variações espaciais e temporais na estrutura de comunidades bentônicas (PETERSON, 1979). Embora interações de natureza biológica não tenham sido avaliadas no presente estudo, há evidências de predação intensa do macrobentos local por peixes demersais em fundos próximos (CORRÊA, dados não

publicados). No entanto, é pouco provável que processos de competição por espaço ou alimento possam se desenvolver localmente entre as espécies dominantes ou secundárias, considerando-se as características do ambiente de deposição. Há aparentemente um amplo aporte de material em suspensão e elevada disponibilidade de matéria orgânica no sedimento. Da mesma forma, a complexidade ou heterogeneidade do fundo local, mascarada até certo ponto pelas análises granulométricas de rotina, fornece uma ampla variedade de microhabitats, tanto em superfície como em sub-superfície. Estas condições permitem a coexistência de uma ampla variedade de grupos funcionais, incluindo tanto formas detritívoras, como **Laonice cirrata**, **Mediomastus** sp, **Ophiactis lymani** e **Microphiopholis atra** ou necrófagas, como **Mooreonuophis lineata** e **Diopatra** sp e carnívoras como **Glycera americana**, apesar da predominância de formas filtradoras, como **Branchiostoma** cf **marambaiensis** e **Chone** sp e de uma série de formas coloniais, como Bryozoa e Hydrozoa (LANA & SOVIERZOSKI, 1987a).

Por outro lado, WILSON (1984) sugeriu que áreas com densidades bentônicas baixas a moderadas, semelhantes à do presente estudo, seriam mais influenciadas por episódios de recrutamento e por fatores ambientais do que por interações biológicas. Embora a análise da estrutura etária das populações locais não tivesse sido objeto deste estudo, episódios de recrutamento foram observados para **Chone** sp e para a forma não identificada de Edwardsiidae, bem como, ainda que menos pronunciadamente, para **Branchiostoma** cf **marambaiensis**. Estes episódios, de caráter sazonal ou oportunista, foram muitas vezes

responsáveis por profundas alterações na estrutura da comunidade local, como verificado em novembro de 1985, janeiro de 1986, abril a maio de 1986, abril de 1987, outubro a dezembro de 1987 e janeiro de 1988.

É provável, portanto, que variações inter- anuais ou sazonais de parâmetros físico-químicos, como a temperatura, a composição granulométrica dos fundos locais e a disponibilidade de matéria orgânica particulada em suspensão, juntamente com a ocorrência sazonal ou irregular de recrutamento larval, sejam fatores localmente mais importantes do que processos de competição ou predação no que se refere à regulação da estrutura da comunidade.

A presença de uma comunidade complexa de organismos macrobentônicos pode afetar diretamente a natureza físico-química dos fundos locais, aumentando a oxigenação do sedimento, a transferência ou mineralização de matéria orgânica particulada e eliminando metabólitos de sub-superfície. Atividades desta natureza aumentam o standing-stock de bactérias, fungos e micro-algas, que servem de alimento para detritívoros. Tal situação parece ocorrer no local estudado (KOLM & GIAMBERARDINO FILHO, 1987).

Apesar de não terem sido medidos, os indivíduos que compõem a comunidade estudada são relativamente grandes, o que aumenta a capacidade de retrabalhamento do fundo local. Associações estruturadas desta forma devem ser muito importantes para a reciclagem de matéria e energia entre o sedimento e a coluna de água em locais rasos da Baía de Paranaguá.

A comunidade local foi dominada por

suspensívoros como **Branchiostoma** cf **marambaiensis** e os Polychaeta **Chone** sp e **Laonice cirrata**. O comportamento trófico de Ophiuroidea é em geral pouco conhecido, mas é provável que **Microphiopholis atra** e **Ophiactis lymani** possam atuar também como suspensívoros, embora aceitem pedaços de peixe quando mantidos em aquário (observações pessoais). A dominância de suspensívoros é um reflexo do aporte constante e contínuo de matéria orgânica particulada pelo rio Maciel. GASTON **et al.** (1988) sugeriram que detritívoros de sub-superfície dominariam fundos com matéria orgânica depositada abaixo da interface sedimento-água. Estas situações podem ocorrer em fundos de sedimentos finos, onde a deposição e subsequente recobrimento de matéria orgânica particulada é mais provável, ao contrário do que ocorre na depressão sub-aquática estudada.

As variações temporais evidenciadas na composição específica da comunidade local e de seus demais parâmetros descritivos sugerem que estudos rotineiros de curta duração ou cobrindo um único ciclo anual podem originar interpretações equivocadas, no que se refere à composição e à persistência da macrofauna. Amostragens temporais prolongadas e pouco espaçadas são essenciais mesmo em ambientes supostamente estáveis ou sem sazonalidade marcada.

CONCLUSÕES

1. Apesar do elevado número de taxa (215), com predominância de Polychaeta, a composição específica da comunidade macrobentônica sublitoral da foz do rio Maciel foi caracterizada por poucas espécies numericamente dominantes.
2. A dominância numérica desta comunidade foi alternada pelas poucas espécies numericamente dominantes ao longo do período estudado.
3. As espécies numericamente dominantes, como o Cephalochordata **Branchiostoma cf marambaiensis**, os Polychaeta **Laonice cirrata**, **Chone sp.**, **Goniadides carolinae**, **Lumbrineris hebes** e **Owenia fusiformis** e os Ophiuroidea **Ophiactis lymani** e **Microphiopholis atra**, foram igualmente as mais persistentes, apesar de sua eventual substituição por uma espécie não identificada de Edwardsiidae, no último mês de observação.
4. A temperatura da água de fundo, a composição textural dos sedimentos e a disponibilidade de seston foram fatores que influenciaram marcadamente a variabilidade temporal da comunidade local.

5. A substituição de *Branchiostoma* cf *marambaiensis* por uma espécie não identificada de Edwardsiidae no últimos mês de observações (janeiro de 1988) provavelmente ocorreu devido ao desaparecimento da fração cascalho e aumento de finos nos sedimentos, acompanhado de temperaturas de fundo mais frias nos meses de verão.
6. A variabilidade inter-anual da comunidade local se sobrepôs à sazonal ou intra-anual, como comprovado pelas análises de agrupamento e em componentes principais, como provável reflexo da variabilidade inter-anual dos parâmetros ambientais discriminados acima.
7. A diversidade específica e a equitatividade se mostraram inadequados para a análise da estrutura temporal, pelo fato de serem influenciadas tanto pelo número de espécies como pela uniformidade na distribuição de indivíduos por espécies. A elevada variabilidade destes dois componentes mascarou a tendência geral de "enriquecimento" e aumento da densidade da macrofauna local.
8. A estratégia básica da comunidade pode ser caracterizada como de equilíbrio, com composição específica persistente e densidades populacionais das formas numericamente dominantes constantes, de modo geral.

9. As variações inter-anuais ou sazonais da temperatura, da composição textural dos fundos locais e da disponibilidade de matéria orgânica particulada em suspensão, juntamente com a ocorrência sazonal ou irregular de recrutamento larval, são os fatores que demonstraram ser mais importantes na regulação da estrutura da comunidade local.

10. Estudos rotineiros de curta duração ou que abrangem apenas um único ciclo anual podem ser inadequados para a análise da estrutura temporal de comunidades macrobentônicas.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- ABSALÃO, R.S. 1986. DISCRIMINAÇÃO AMBIENTAL ENTRE ASSOCIAÇÕES DE MOLUSCOS MACRO-BENTÔNICOS AO LARGO DE RIO GRANDE, RS. BRASIL. SITUAÇÃO INVERNO-PRIMAVERA. Rio Grande. 126p. Tese de Mestrado em Oceanografia Biológica. Fundação Universidade de Rio Grande.
- ACIESP 1987. **Glossário de Ecologia**. Publicação da Academia de Ciências do Estado de São Paulo, nº 57. São Paulo, 217p.
- ALMEIDA, M. V. O.; L. M. P. CONTI; E. C. G. COUTO; C. A. F. FREITAS; M. J. S. LOPES & M. H. C. SILVA 1989. ESTUDO BIOLÓGICO INTEGRADO DA FOZ DA GAMBOA DO MACIEL (PARANAGUÁ, PARANÁ) DURANTE DOIS CICLOS DE MARÉ. Pontal do Sul, 227p. Dissertação "Latu Sensu" em Ecologia de Sistemas Estuarinos. Universidade Federal do Paraná.
- ASMUS, M. L. 1982. Temporal structure of macrobenthic invertebrate community in a shallow water inlet in the mixohaline zone of the Patos Lagoon (Brazil). **Atlântica**, 5(2):8.
- BEMVENUTI, C. E.; R. R. CAPITOLI & N. M. GIANUCA. 1978. Estudos de ecologia bentônica na região estuarial da Lagoa dos Patos. II. Distribuição quantitativa do macrobentos infralitoral. **Atlântica**, 3:23-32.
- BEMVENUTI, C. E. 1983. EFEITOS DA PREDACÃO SOBRE AS CARACTERÍSTICAS ESTRUTURAIS DE UMA COMUNIDADE MACROZOOBENTÔNICA NUMA ENSEADA ESTUARINA DA LAGOA DOS PATOS, R.S. BRASIL. Rio Grande, 120p. Tese de Mestrado em Oceanografia Biológica, Fundação Universidade de Rio Grande.
- BEMVENUTI, C. E. 1987. Macrofauna bentônica da região estuarial da Lagoa dos Patos, RS, Brasil. In: SIMPÓSIO ECOSSISTEMAS COSTA SUL E SUDESTE BRASILEIRA, 1. Cananéia. **Anais**. São Paulo, EDUSP, 428-459.
- BIGARELLA, J. J. 1978. **A Serra do Mar e a porção oriental do Estado do Paraná**. Curitiba, ADEA, 248p.
- BOESCH, D. F. 1972. Species diversity of marine macrobenthos in the Virginia area. **Chesapeake Science**, 13(3):206-211.
- BOESCH, D. F. 1973. Classification and community structure of macrobenthos in the Hampton Roads Area, Virginia. **Mar. Biol.**, 21: 226-244.
- BOESCH, D. F. & R. ROSENBERG 1981. Response to stress in marine benthic communities, p.179-200. In: G. M. BARRET and R. ROSENBERG (eds), **Stress effect in natural ecosystems**. John Wiley, New York.
- BRANDINI, F. P. 1985. Ecological studies in the bay of Paranaguá. I. Horizontal distribution and seasonal dynamics of the phytoplankton. **Bolm. Inst. Oceanogr.**, 33(2):139-147.

- BRANDINI, F. P.; C. A. THAMM & I. VENTURA 1988. Ecological studies in the bay of Paranaguá. III. Seasonal and spatial variation of nutrients and chlorophyll *a*. *Nerítica*, 3(1):1-30.
- BROWER, J. E. & J. H. ZAR 1977. **Field and laboratory methods for general ecology**. Wm. C. Brown Company Publishers, Iowa, 194p.
- BUCHANAN, J. B.; M. SHEADER & P. F. KINGSTON 1978. Sources of variability in the benthic macrofauna off the South Northumberland Coast, 1971-1976. *J. Mar. Biol. Ass. U. K.*, 58:191-209.
- CARCAMO, A. G. 1980. OBSERVAÇÕES SOBRE A FAUNA BENTÔNICA DA REGIÃO DE CANANÉIA (25°00'S - 48°00'W), ESTADO DE SÃO PAULO. São Paulo, 61p. Tese de Mestrado em Oceanografia Biológica, Instituto Oceanográfico, Universidade de São Paulo.
- CAPITOLI, R. R.; C. E. BENVENUTI & N. M. GIANUCA 1978. Estudos de ecologia bentônica na região estuarial da Lagoa dos Patos. I. As comunidades bentônicas. *Atlântica*, 3:5-22.
- COPELAND, B. J. & T. L. BECHTEL 1971. Species diversity and water quality in Galveston Bay, Texas. *Water, Air, Soil Pollut.*, 1(1): 89-105.
- CORRÊA, M. F. M. 1987. ICTIOFAUNA DA BAÍA DE PARANAGUÁ E ADJACÊNCIAS (LITORAL DO ESTADO DO PARANÁ): LEVANTAMENTO E PRODUTIVIDADE. Curitiba, 396p. Tese de Mestrado em Zoologia, Universidade Federal do Paraná.
- DAY, J. H. 1963. The complexity of the biotic environment. In: **Speciation in the sea**, p.31-49. ed. J. P. Hardin and N. Tebbel. London, Systematics Association Publication.
- D. H. N. 1976. Carta Náutica da Ilha do Mel a Paranaguá, nº 1822. Rio de Janeiro, Ministério da Marinha, 2ª ed. Escala 1:24.995.
- ELTRINGHAM, S. K. 1971. **Life in mud and sand**. New York, Crane Russak Co., 218p.
- FLINT, R. W. & J. A. YOUNG 1983. Estuarine benthos: long-term community structure variations, Corpus Christi Bay, Texas. *Estuaries*, 6(2): 126-141.
- FORNERIS, L. 1969. FAUNA BENTÔNICA DA BAÍA DO FLAMENGO, UBATUBA. ASPECTOS ECOLÓGICOS. São Paulo, 215p. Tese de Livre-Docência, Universidade de São Paulo.
- FRANZ, D. R. & W. H. HARRIS 1988. Seasonal and spatial variability in macrobenthos communities in Jamaica bay, New York: an urban estuary. *Estuaries*, 11(1):15-28.
- GASTON, G. R.; D. L. LEE & J. C. NASCI 1988. Estuarine macrobenthos in Calcasieu lake, Louisiana: community and trophic structure. *Estuaries*, 11(3):192-200.

- GRAY, J. S. 1974. Animal-sediment relationships. *Oceanogr. Mar. Biol. Rev.*, **12**:233-261.
- GRAY, J. S. 1981. *The ecology of marine sediments*. Cambridge University Press, Cambridge, 195p.
- GREEN, J. 1968. *The Biology of estuarine animals*. London, Sidgwick and Jacson, 401p.
- HOLME, N. A. & A. D. MCINTYRE 1984. *Methods for the study of marine benthos*. California, Blackwell Scientific Publ. Inc. Palo Alto, 387p.
- JONES, A. R. 1987. Temporal patterns in the macrobenthic communities of the Hawkesbury estuary, New South Wales. *Austr. J. Mar. Freshw. Res.*, **38**:607-624.
- JOSEFSON, A. B. 1986. Temporal heterogeneity in deepwater soft-sediment benthos an attempt to reveal temporal structure. *Estuarine Coastal Shelf Science*, **23**:147-169.
- KNOPPERS, B. A. & S. S. OPITZ 1984. An annual cycle of particulate organic matter in mangrove waters, Laranjeiras Bay, Southern Brazil. *Arq. Biol. Tecnol.*, **27**(1):79-93.
- KNOPPERS, B. A.; F. P. BRANDINI & C. A. THAMM 1987. Ecological studies in the bay of Paranaguá. II. Some physical and chemical characteristics. *Nerítica*, **2**(1):1-36.
- KOLM, H. E. & R. E. GIAMBERARDINO FILHO 1987. Estudo bacterioecológico numa praia arenosa em Pontal do Sul (PR). IN: SIMPÓSIO ECOSISTEMAS COSTA SUL E SUDESTE BRASILEIRA, **2**. Cananéia. *Anais*. São Paulo, EDUSP, 191-200.
- KOVACH, W. L. 1986. A multivariate statistics package for the IBM PC and compatibles (MVSP), ver. 1.3. Department of Biology, Indiana University, USA.
- KRUMBEIN, W. C. 1934. Size frequency distribution of sediments. *J. Sed. Petrol.*, **4**:65-77.
- LANA, P. C. 1981. PADRÕES DE DISTRIBUIÇÃO E DIVERSIDADE ESPECÍFICA DE ANELÍDEOS POLIQUETOS NA REGIÃO DE UBATUBA, ESTADO DE SÃO PAULO. São Paulo, 111p. Tese de Mestrado, Instituto Oceanográfico, Universidade de São Paulo.
- LANA, P. C. 1984. POLIQUETAS ERRANTES DO LITORAL DO ESTADO DO PARANÁ. São Paulo, 275p. Tese de Doutorado, Instituto Oceanográfico, Universidade de São Paulo.
- LANA, P. C. 1986. Macrofauna bêntica de fundos sublitorais não consolidados da baía de Paranaguá (Paraná). *Nerítica*, **1**(3):79-89.

- LANA, P. C. & H. H. SOVIERZOSKI 1987a. Estudo integrado do ecossistema da baía de Paranaguá. Sub-projeto Bentos. Relatório final de atividades. Convênio CIRM - CBM/UFPR, 53p.
- LANA, P. C. & H. H. SOVIERZOSKI 1987b. Estrutura temporal de associações macrobênticas sublitorais da baía de Paranaguá. I. Foz do rio Maciel: estratégia adaptativa de equilíbrio. In: REUNIÃO ANUAL SOCIEDADE BRASILEIRA PARA O PROGRESSO DA CIÊNCIA, 38. Brasília, **Resumo** (Oceanografia), Brasília, UNB.
- LANA, P. C. & H. H. SOVIERZOSKI 1987c. Estrutura temporal de associações macrobênticas sublitorais da baía de Paranaguá. II. Ilhas Gererês: estratégia adaptativa de oportunismo. In: REUNIÃO ANUAL SOCIEDADE BRASILEIRA PARA O PROGRESSO DA CIÊNCIA, 38. Brasília, **Resumo** (Oceanografia), Brasília, UNB.
- LANA, P. C. & H. H. SOVIERZOSKI 1988. Estrutura temporal de associações macrobênticas sublitorais da baía de Paranaguá. III. Ilha do Corisco: estratégia adaptativa de tolerância. In: CONGRESSO BRASILEIRO ZOOLOGIA, 15. Curitiba, **Resumo**. Curitiba, UFPR.
- LEVIN, S. A. & R. T. PAINE 1974. Disturbance, patch formation, and community structure. **Proc. Nat. Acad. Sci. USA**, **71**(1):2744-2747.
- LEVINTON, J. 1972. Stability and trophic structure in deposit-feeding and suspension-feeding communities. **Am. Nat.**, **106**:472-486.
- LOYOLA E SILVA, J. & I. T. NAKAMURA 1975. Produção do pescado no litoral paranaense. **Act. Biol. Parana.**, **4**(3/4):75-119.
- LOYOLA E SILVA, J.; M. E. TAKAI & R. M. V. CASTRO 1977. A pesca artesanal no litoral paranaense. **Act. Biol. Parana.**, **6**(1/4):95-121.
- MAACK, R. 1968. **Geografia física do Estado do Paraná**. Curitiba, M. Roesner, 350p.
- MARGALEF, R. 1986. **Ecologia**. 5ª ed. Barcelona, Omega, 951p.
- MCBEE, J. T. & W. T. BREHM 1982. Spatial and temporal patterns in the macrobenthos of St. Louis bay, Mississippi. **Gulf Res. Rep.**, **7**(2):115-124.
- MILLS, E. L. 1969. The community concept in marine zoology, with comments on continua and instability in some marine communities: a review. **J. Fish. Res. Board Can.**, **26**:1415-1428.
- MOREIRA FILHO, H. & M. B. KUTNER 1962. Contribuição para o conhecimento das diatomáceas do manguezal de Alexandra (Bacia de Paranaguá - Paraná). **Bol. Univ. Fed. Paraná, Botânica**, **4**:1-24.
- MOREIRA FILHO, H.; I. M. V. MOREIRA & I. I. T. CECY 1975. Diatomáceas da baía de Paranaguá (Estado do Paraná - Brasil).

Chrysophyta Bacillariophyceae. **Bol. Mus. Bot. Munic.**, 20:1-24.

- MOREIRA, I. M. V. & H. MOREIRA FILHO 1981. Diatomáceas do Pontal do Sul (Município de Paranaguá, Estado do Paraná - Brasil). (Chrysophyta Bacillariophyceae). **Phycol. Lat. Americ. J.**, 1:156-185.
- MÜLLER, A. C. P. 1984. ORGANISMOS MARINHOS PERFURADORES DE MADEIRA DO ESTADO DO PARANÁ. Curitiba. 111p. Tese de Mestrado em Zoologia. Universidade Federal do Paraná.
- NICHOLS, F. H. 1985. Abundance fluctuations among benthic invertebrates in two pacific estuaries. **Estuaries**, 8(2):136-144.
- PÉRES, J. M. 1968. **La vida em el oceano**. Barcelona, ed. Martinez Rocca, 192p.
- PERSSON, L.-E. 1982. Macrozoobenthic associations of the Hano Bight, Southern Baltic. **Sarsia**, 67(2):93-106.
- PETERSEN, C. G. J. 1914. Valuation of the sea. II. The animal communities of the sea bottom and their importance for marine zoogeography. **Rep. Danish Biol. Stat.**, 21:24-44.
- PETERSEN, C. G. J. 1915. On the animal communities of the sea bottom in the Skaggerak, the Cristiania fjord and Danish waters. **Rep. Danish Biol. Stat.**, 23:3-28.
- PETERSEN, C. G. J. 1918. The sea bottom and its production of fish food. A survey of work done in connection with the valuation of the Danish water from 1883-1917. **Rep. Danish Biol. Stat.**, 25:1-62.
- PETERSON, C. H. 1979. Predation, competitive exclusion and diversity in the soft-sediment benthic communities of estuaries and lagoons. p. 233-264. In: **Ecological Processes in Coastal and Marine Systems**, ed. R. J. Livigstone, New York, Plenum Press.
- PIELOU, E. C. 1966. The measurement of diversity in different types of biological collections. **J. Theor. Biol.**, 13:131-144.
- POORE, G. C. B. & S. RAINER 1979. A three-year study of benthos of muddy environments in Port Philip Bay, Victoria. **Estuarine and Coastal Marine Science**, 9(4):477-497.
- REBELLO, J. & F. P. BRANDINI 1988. Variação sazonal da biomassa fitoplanctônica na coluna d'água junto a foz do rio Maciel. In: ENCONTRO BRASILEIRO PLÂNCTON, 3. Caiobá - PR, **Resumo**. Curitiba, UFPR. p.46.
- REBELO, F. C. 1987. ENDOFAUNA DO MANGUEZAL DE COROA GRANDE - RJ. Rio de Janeiro, 115p. Tese de Mestrado, Museu Nacional, Universidade Federal do Rio de Janeiro.

- REBELO, F. C. & S. H. G. SILVA 1987. Macrofauna bêntica de substratos móveis infralitorais da ba ia de Guanabara, RJ (1985). In: SIMPÓSIO SOBRE ECOSSISTEMAS DA COSTA SUL E SUDESTE BRASILEIRA, 1. Cananéia. **Anais**. São Paulo, EDUSP, 2:389-400.
- REISE, K. 1977. Predator exclusion experiments in an intertidal mud flat. **Helgol. Meeresunters**, 30:263-271.
- RHOADS, D. C. & D. K. YOUNG 1970. The influence of the deposit feeding organisms on sediment stability and community trophic structure. **J. Mar. Res.**, 28:150-170.
- RHOADS, D. C.; P. L. MCCAL & J. Y. YINGST 1978. Disturbance and production on the estuarine seafloor. **Am. Scien.**, 66:577-586.
- ROSENBERG, R. & P. MULLER 1979. Salinity stratified benthic macrofaunal communities and long-term monitoring along west coast of Sweden. **J. Exp. Mar. Biol. Ecol.**, 37:175-203.
- SANDERS, H. L. 1958. Benthic studies in Buzzard bay. I. Animal-sediment relationships. **Limnol. Oceanogr.**, 3:245-258.
- SANDERS, H. L. 1960. Benthic studies in Buzzard bay. III. The structure of the soft-bottom community. **Limnol. Oceanogr.**, 5:138-153.
- SANDERS, H. L. 1968. Marine benthic diversity: a comparative study. **Am. Nat.**, 102(925):243-282.
- SANDERS, H. L. 1969. Benthic marine diversity and the stability-time hypothesis. **Brookhaven Symposia in Biology**, 22:71-81.
- SANDERS, H. L. 1978. Florida oil spill impact on the Buzzards Bay benthic fauna: West Falmouth. **J. Fish. Res. Board Can.**, 35:717-730.
- SANDERS, H. L.; P. C. MANGELSDORF & G. E. HAMPSON 1965. Salinity and faunal distribution in the Pocasset river, Massachusetts. **Limnol. Oceanogr.**, 27:63-79.
- SINQUE, C.; S. KOBLITZ & L. M. COSTA 1982. Ictiopl ncton do complexo estuarino-ba ia de Paranaguá e adjac ncias (25 10' -25 33' S e 48 10' -48 45' W), Paraná, Brasil. I. Aspectos gerais. **Arq. Biol. Tecnol.**, 25(3/4):279-300.
- STEPHENSON, W. & G. N. LANCE 1970. The macrobenthos of Moreton Bay. **Ecol. Monogr.**, 40:459-494.
- STRICKLAND, J. D. & T. R. PARSONS 1968. A practical handbook of seawater analysis. **Bul. Fish. Res. Board Can.**, 167:1-293.

- SUGUIO, K. 1973. **Introdução à sedimentologia**. São Paulo, EDUSP, 317p.
- THORSON, G. 1957. Bottom communities (sublittoral or shallow shelf). **Mem. Geol. Soc. Am.**, **1(67):461-534**.
- THORSON, G. 1966. Some factors influencing the recruitment and establishment of marine benthic community. **Neth. J. Sea Res.**, **3:267-293**.
- TOMMASI, L. R. 1967. Observações preliminares sobre a fauna bêntica de sedimentos moles da baía de Santos e regiões vizinhas. **Bolm. Inst. Oceanogr.**, **16(1):43-65**.
- TOMMASI, L. R. 1970. Observações sobre a fauna bêntica do complexo estuarino-lagunar de Cananéia. **Bolm. Inst. Oceanogr.**, **19:43-56**.
- TOMMASI, L. R. 1979. CONSIDERAÇÕES ECOLÓGICAS SOBRE O SISTEMA ESTUARINO DE SANTOS (SP). São Paulo, 489p. Tese de Livre-Docência, Instituto Oceanográfico, Universidade de São Paulo.
- WADE, B. A. 1972. A description of a highly diverse soft-bottom community in Kingston harbour, Jamaica bay. **Mar. Biol.**, **13:57-69**.
- WATLING, L. 1975. Analysis of structural variations in a shallow estuarine deposit-feeding community. **J. Exp. Mar. Biol. Ecol.**, **19:275-313**.
- WILDISH, D. L. 1977. Factors controlling marine and estuarine sublittoral macrofauna. **Helgol. Meeresunters.**, **30:445-454**.
- WOODIN, S. A. 1976. Adult-larval interactions in dense faunal assemblages: patterns of abundance. **J. Mar. Res.**, **34:25-41**.
- WU, R. S. S. & J. RICHARDS 1981. Variations in benthic community structure in a sub-tropical estuary. **Mar. Biol.**, **64:191-198**.
- YOUNG, D. K. & D. C. RHOADS 1971. Animal-sediment relations in Cape Cod bay, Massachusetts. I. A transect study. **Mar. Biol.**, **11:242-254**.

ANEXOS

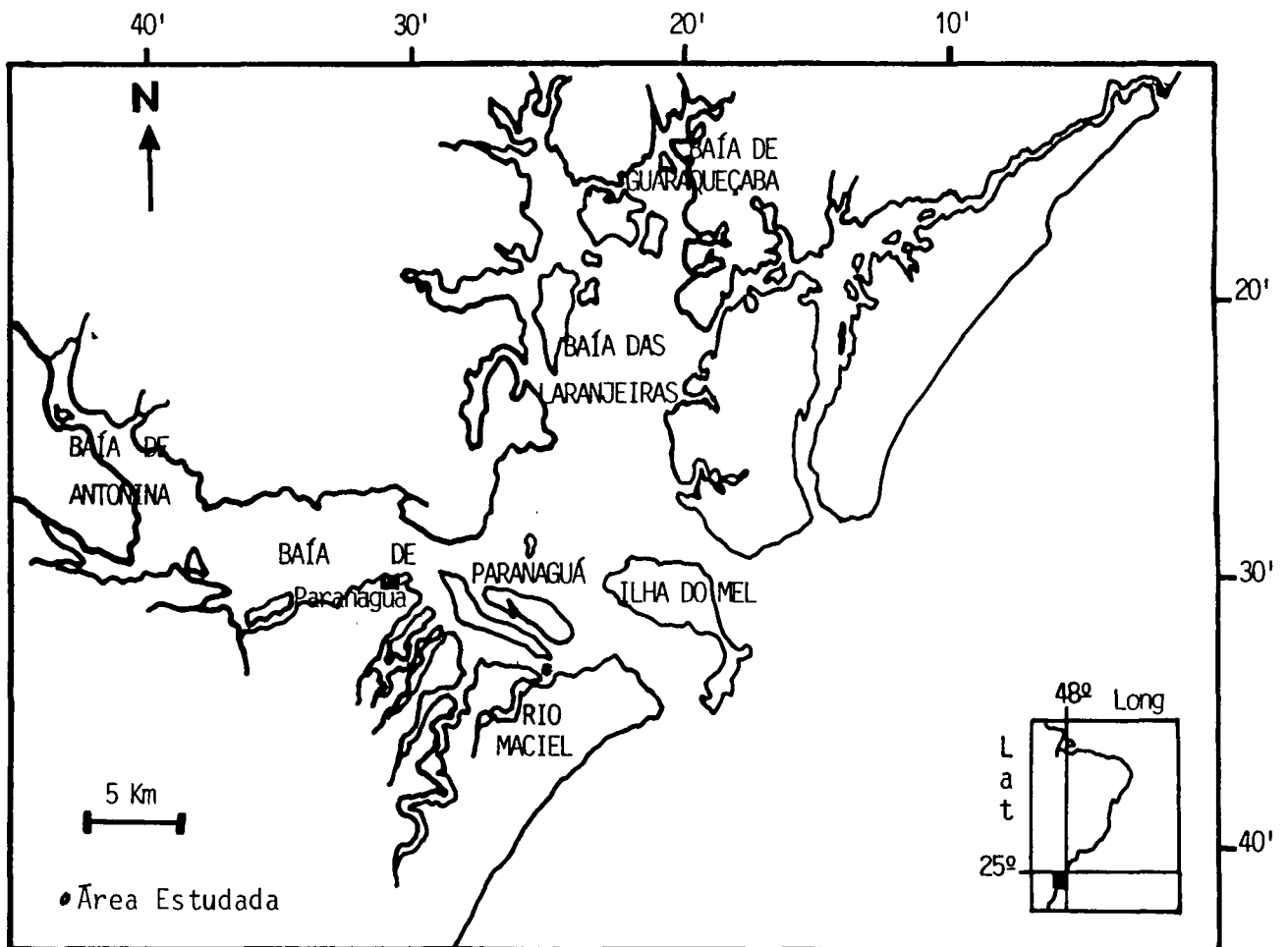


FIG. 1 - Mapa da Baía de Paranaguá, com indicação da área estudada

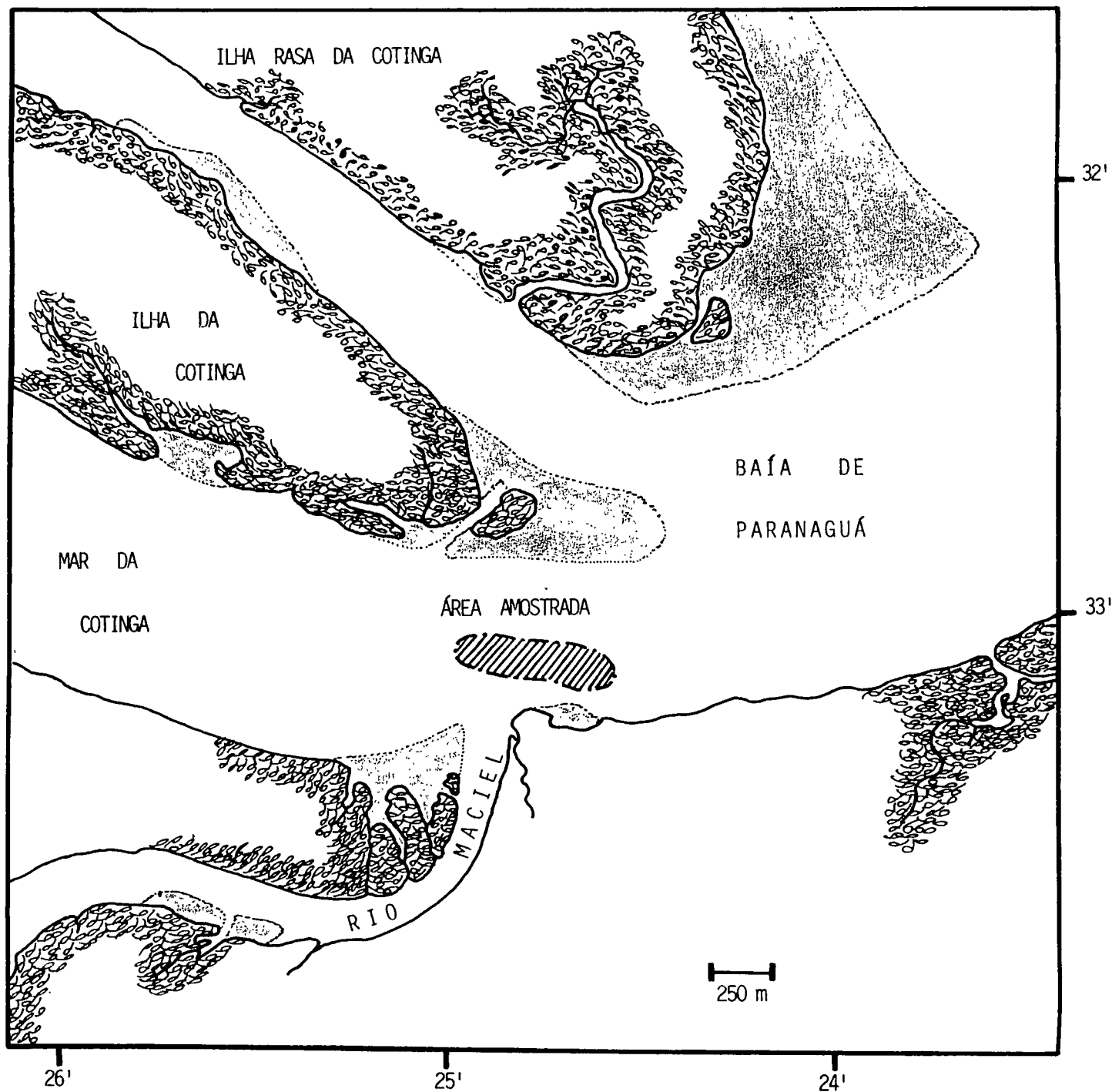


FIG. 2 - Localização da área amostrada, na foz do rio Maciel

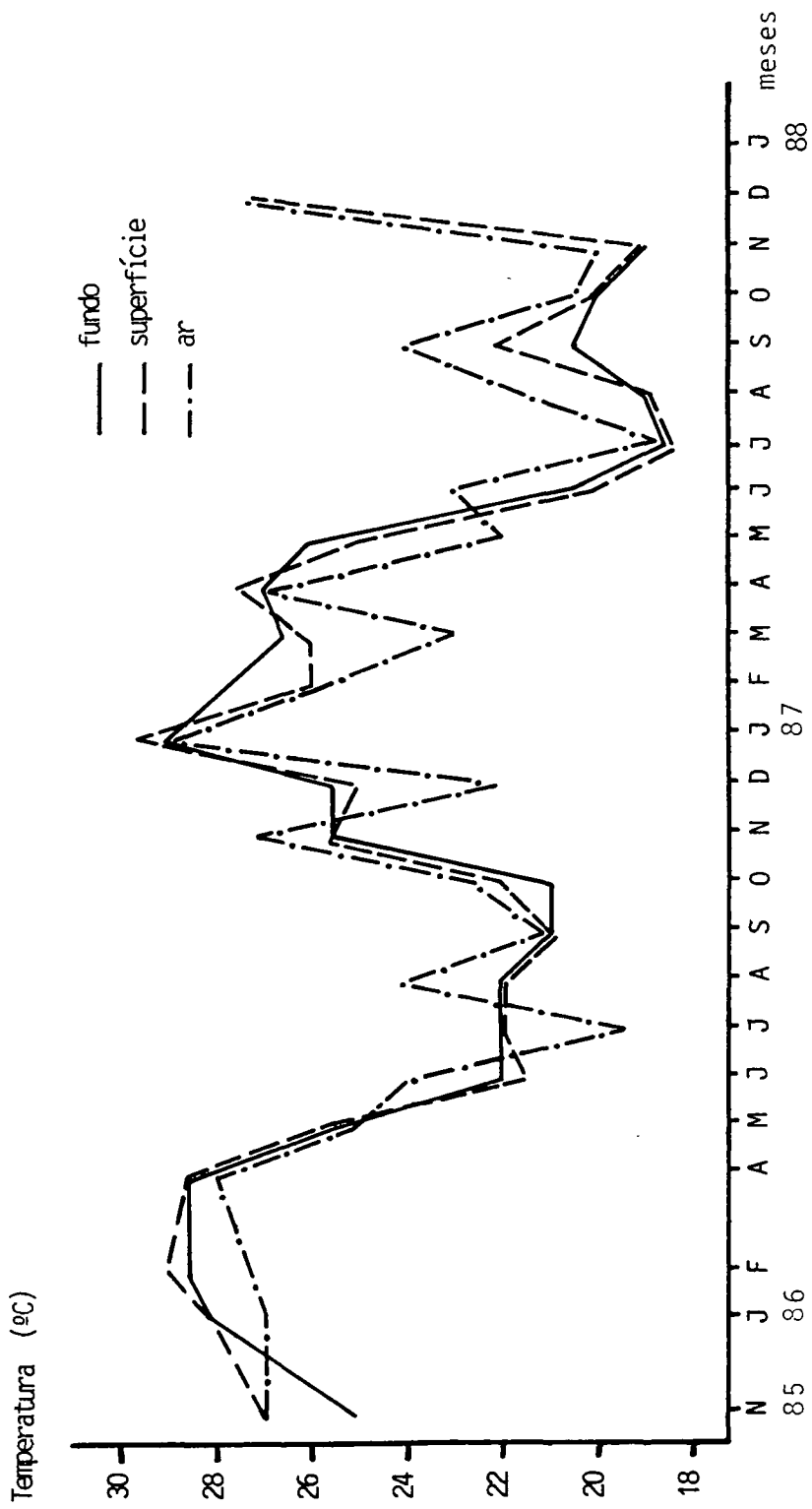


FIG. 3 - Variação da temperatura de fundo, da superfície e do ar entre novembro de 1985 e janeiro de 1988

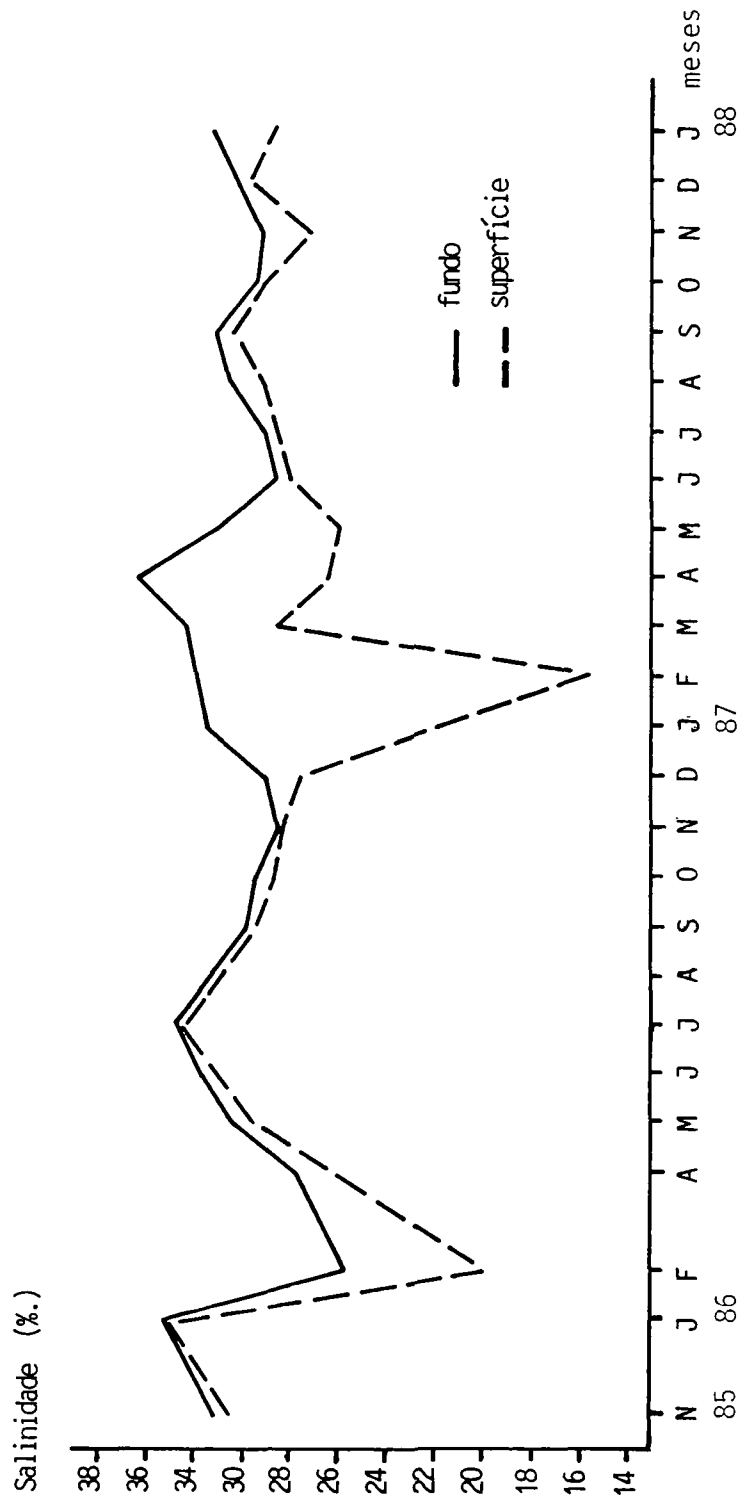


FIG. 4 - Variação da salinidade de fundo e de superfície entre novembro de 1985 e janeiro de 1988

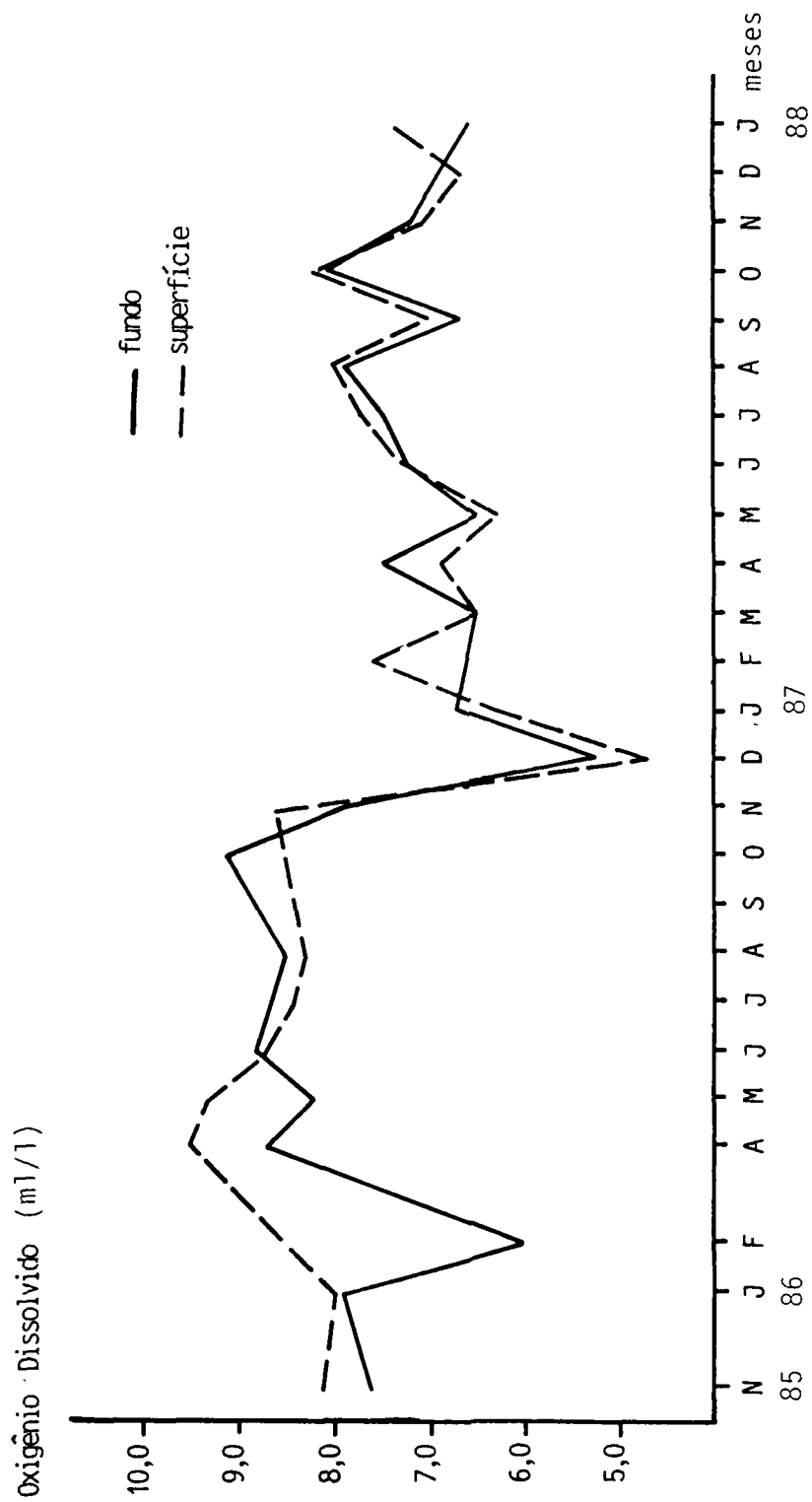


FIG. 5 - Variação do oxigênio dissolvido de fundo e de superfície entre novembro de 1985 e janeiro de 1988

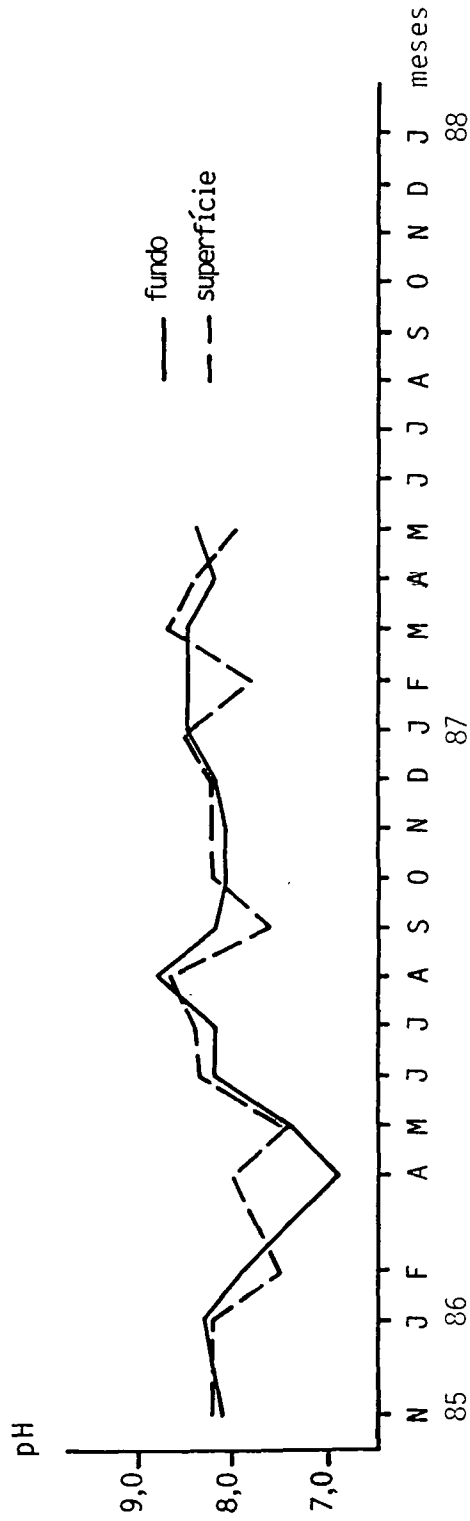


FIG. 6 - Variação do pH de fundo e de superfície entre novembro de 1985 e janeiro de 1988

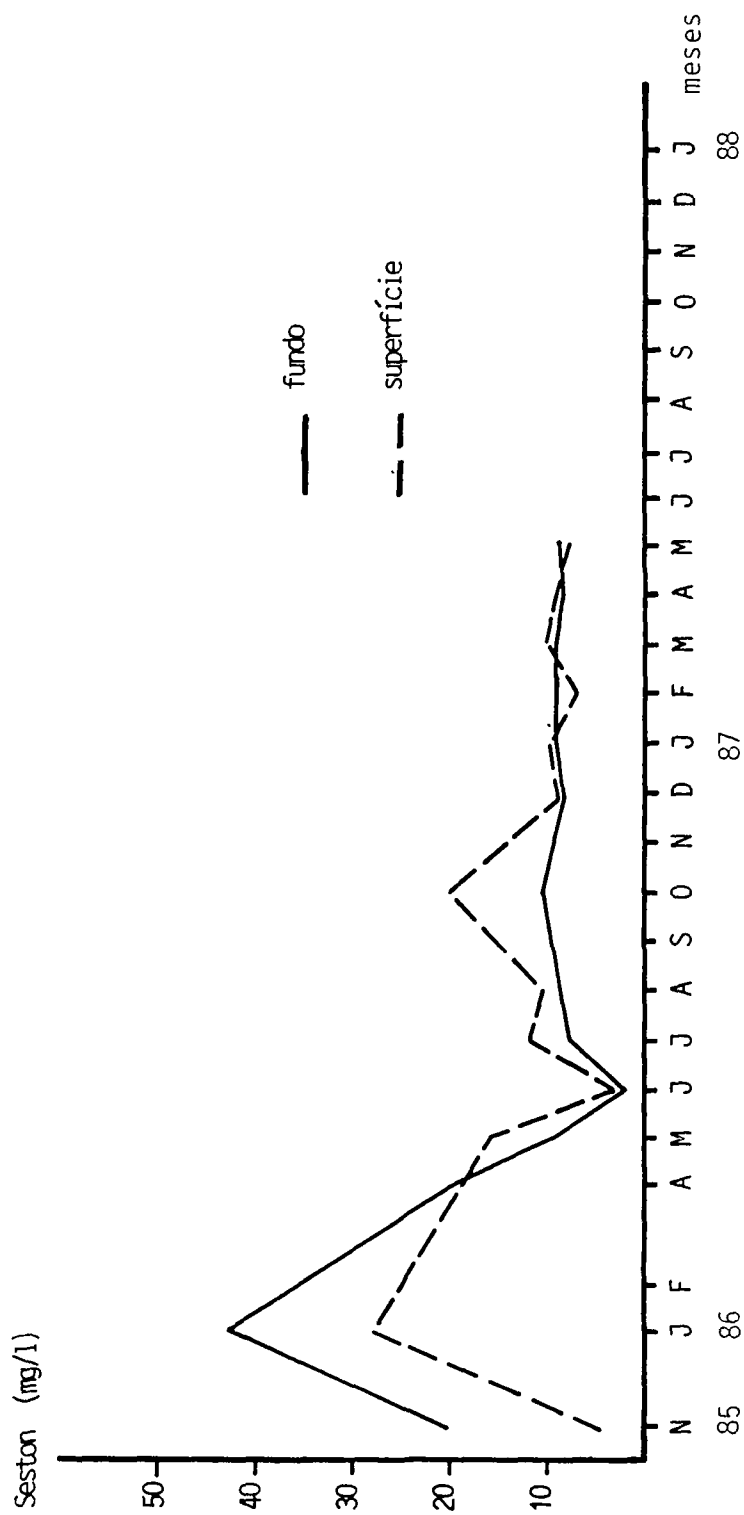


FIG. 7 - Variação do seston de fundo e de superfície entre novembro de 1985 e março de 1987

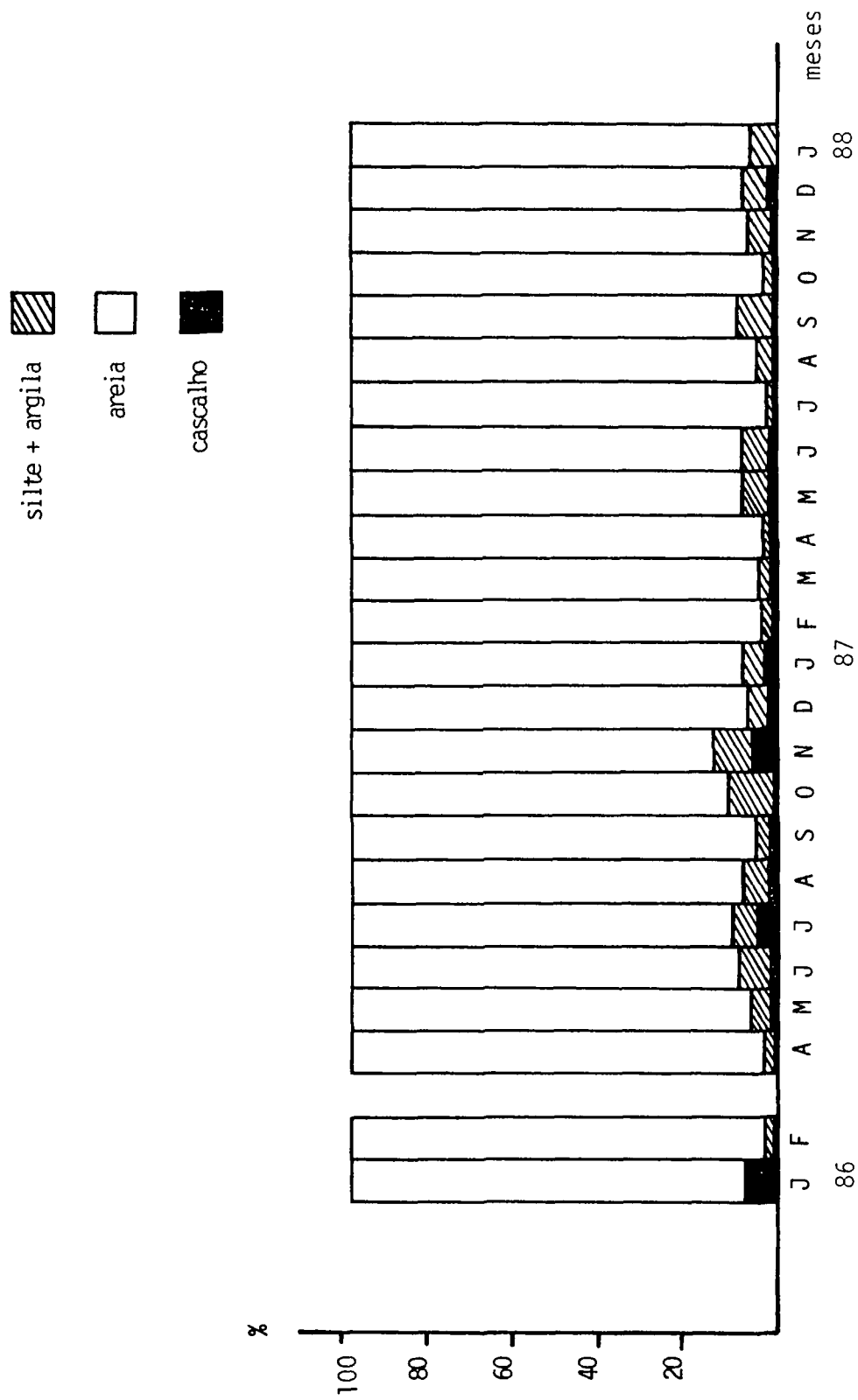


FIG. 8 - Composição textural dos sedimentos entre janeiro de 1986 e janeiro de 1988

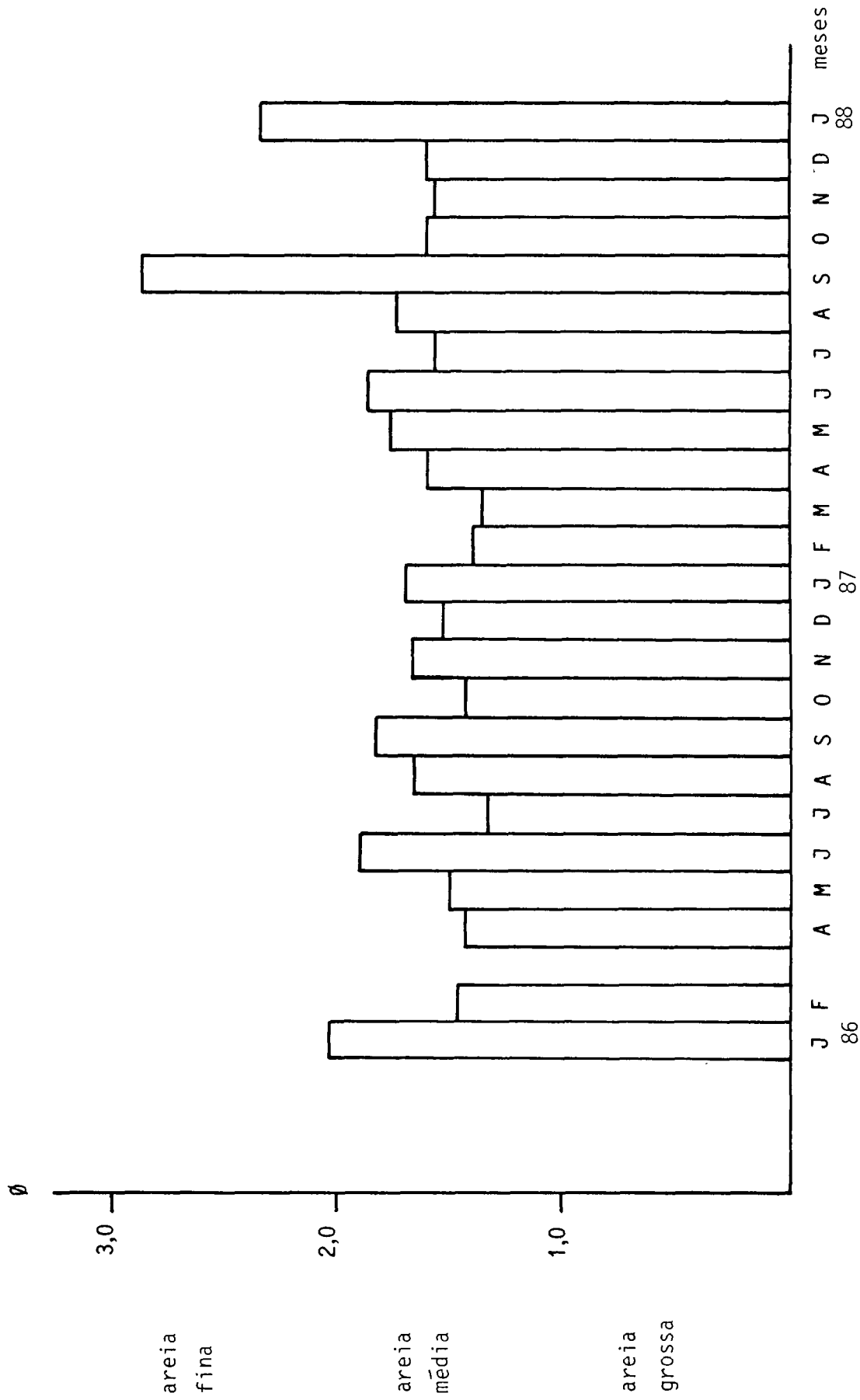


FIG. 9 - Diâmetro médio dos grãos (Ø), escala de Krumbein (1934), entre janeiro de 1986 e janeiro de 1988

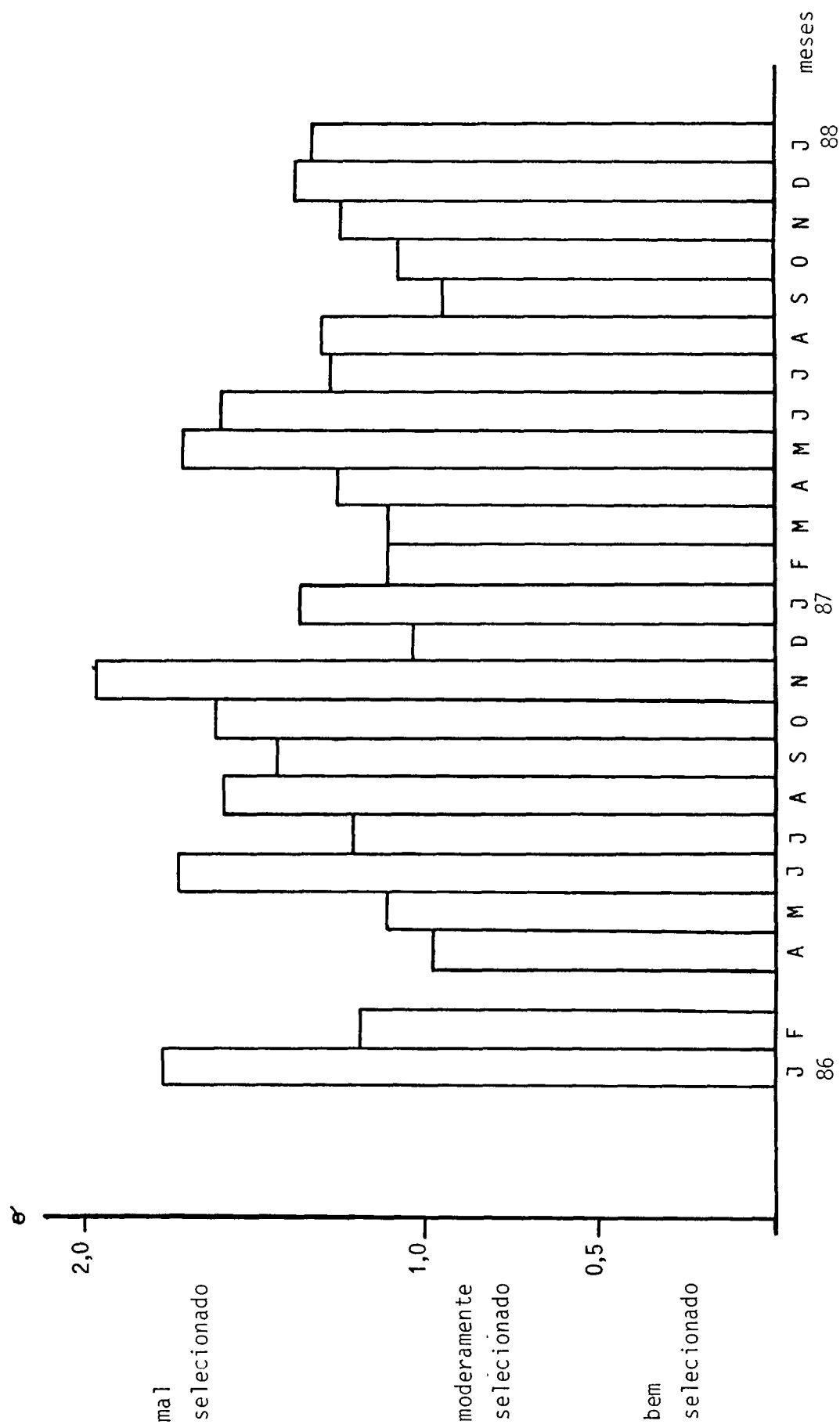


FIG. 10 - Grau de seleção (σ) dos sedimentos entre janeiro de 1986 e janeiro de 1988

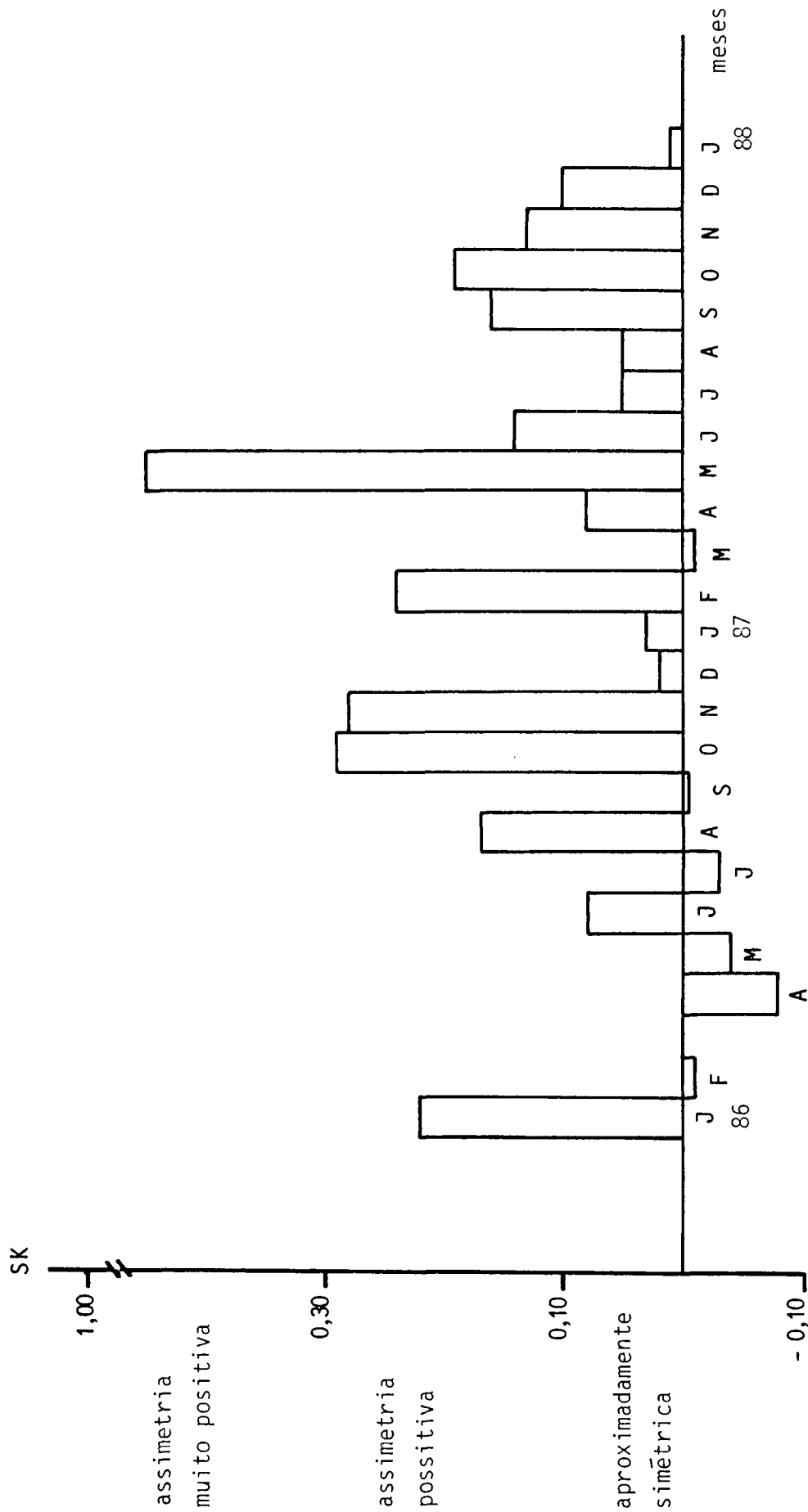


FIG. 11 - Grau de assimetria (SK) dos sedimentos entre janeiro de 1986 e janeiro de 1988

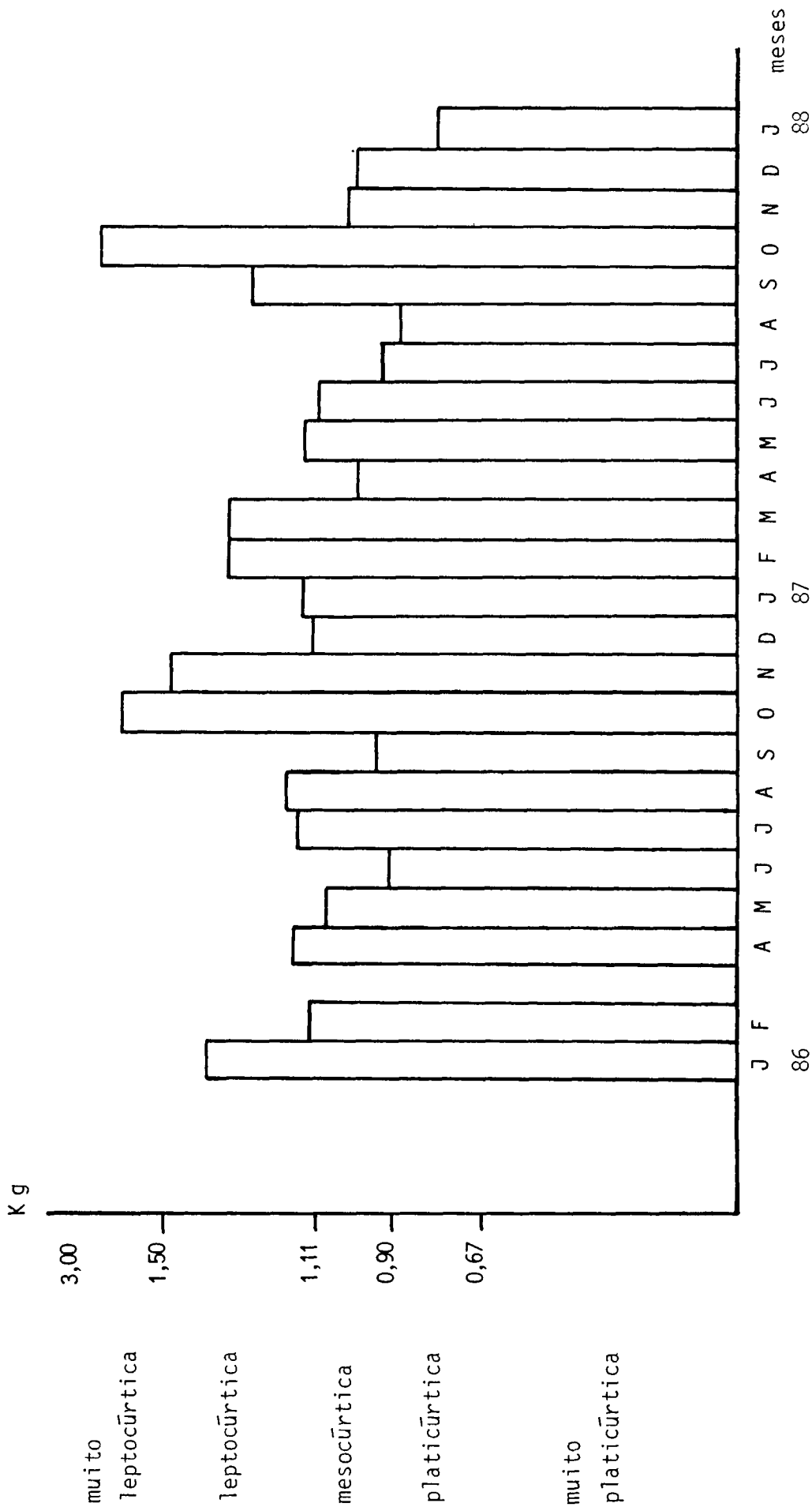


FIG. 12 - Distribuição da curcose (Kg) entre janeiro de 1986 e janeiro de 1988

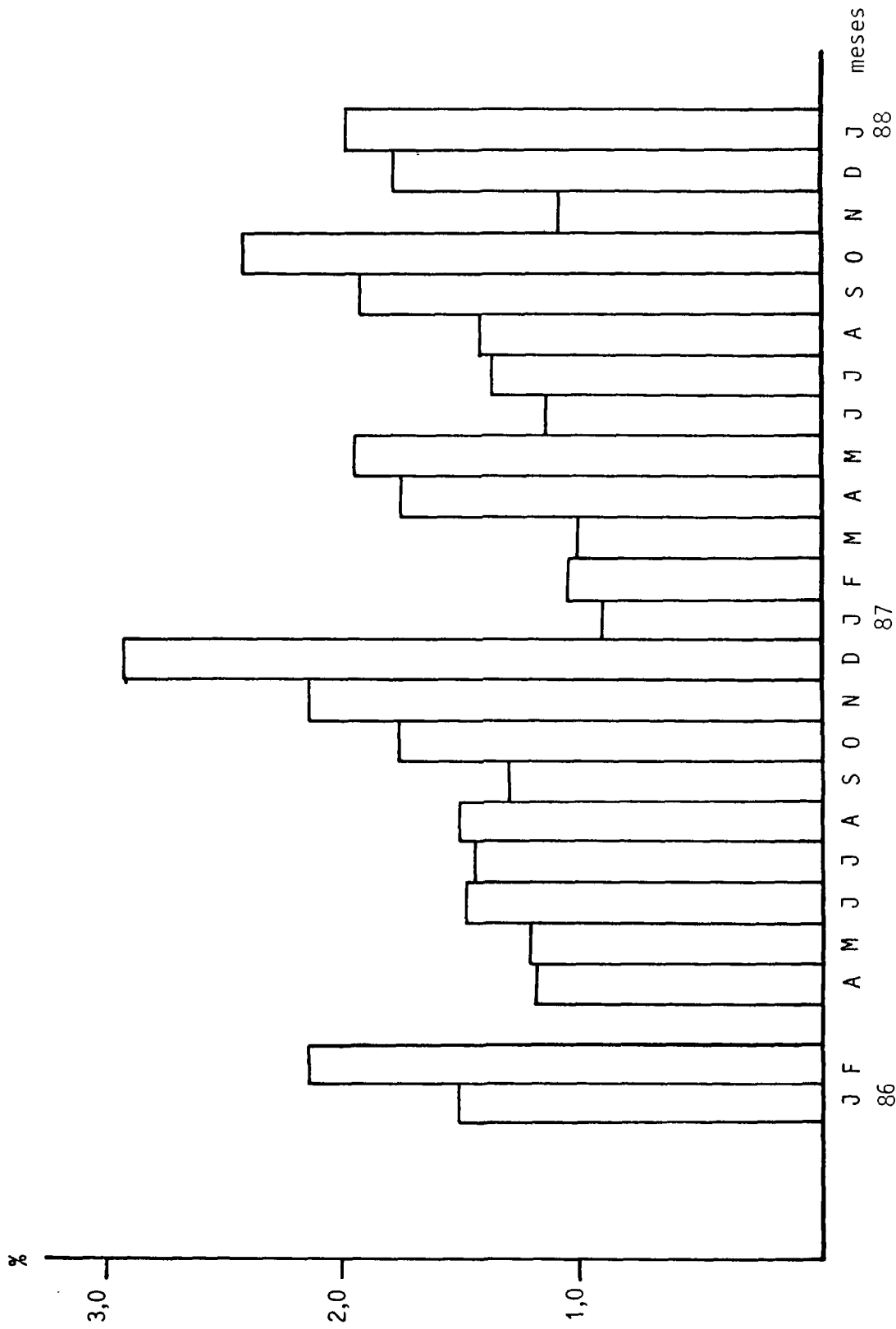


FIG. 13 - Percentagem de matéria orgânica entre janeiro de 1986 e janeiro de 1988

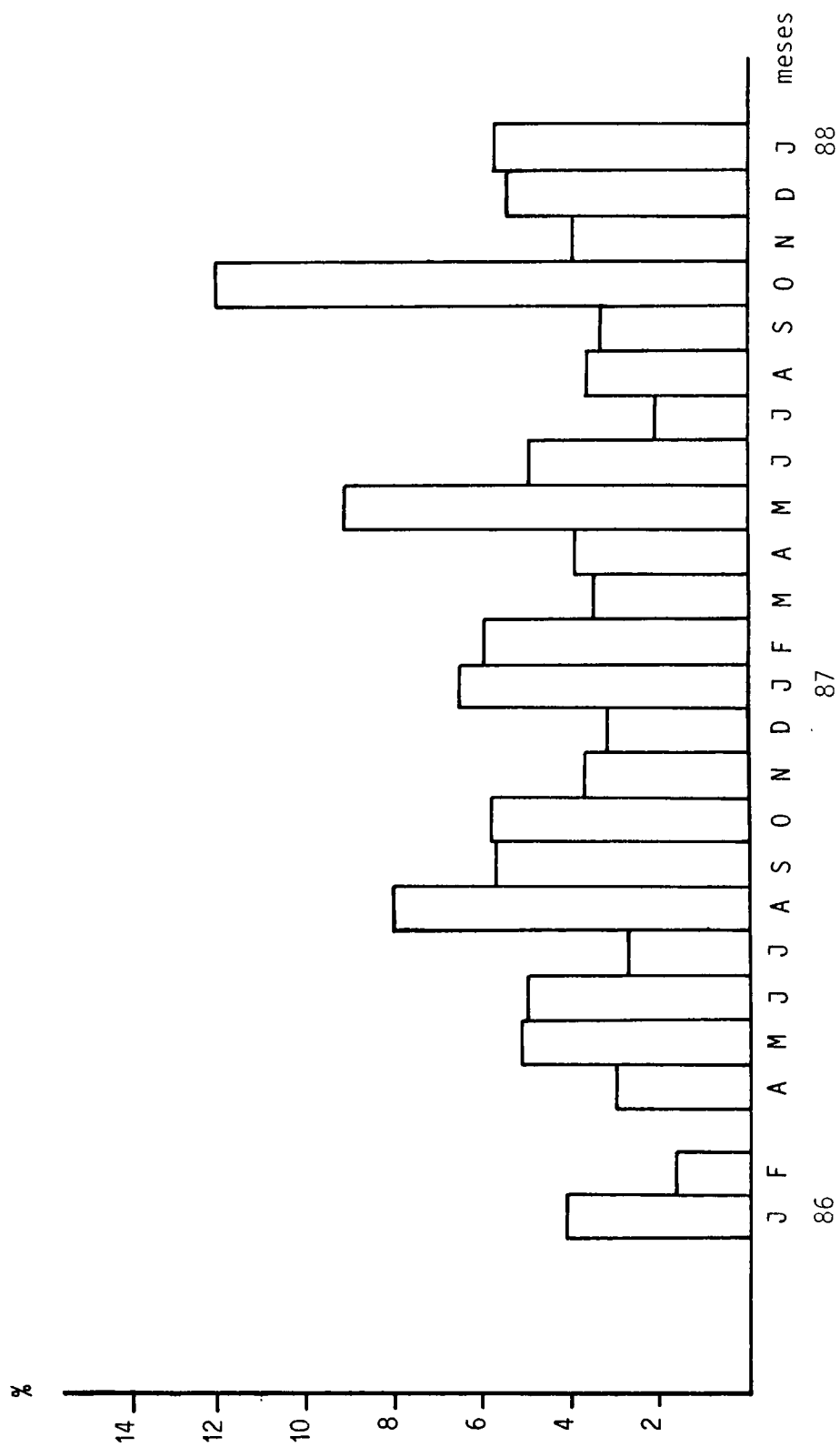


FIG. 14 - Percentagem de carbonatos nos sedimentos entre janeiro de 1986 e janeiro de 1988

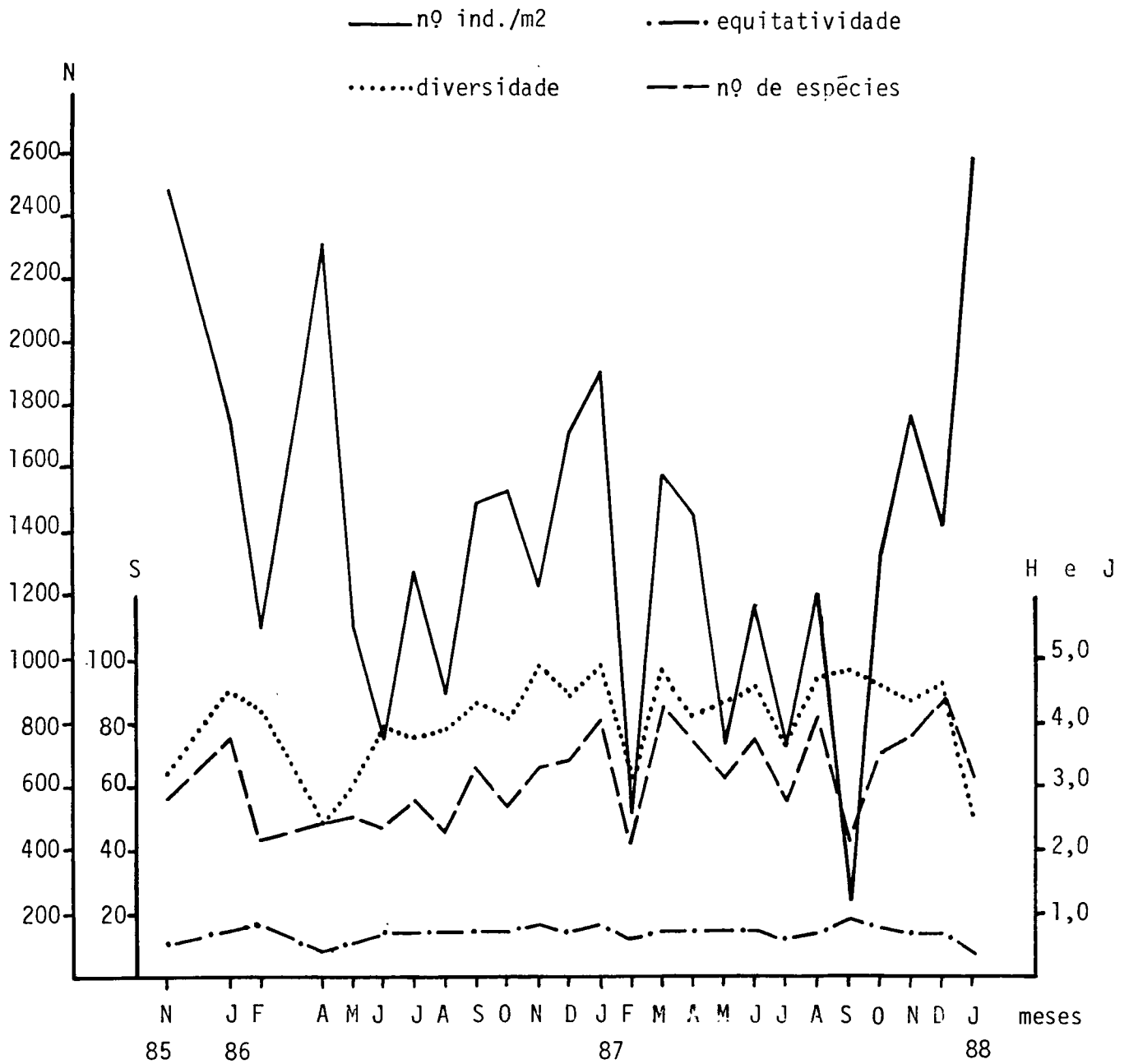


FIG. 15 - Variação temporal na densidade mensal (N), no número de espécies (S), na diversidade específica (H) e na equitatividade (J)



FIG. 16 - Variação temporal na riqueza de espécies (SR) e na dominância (D)

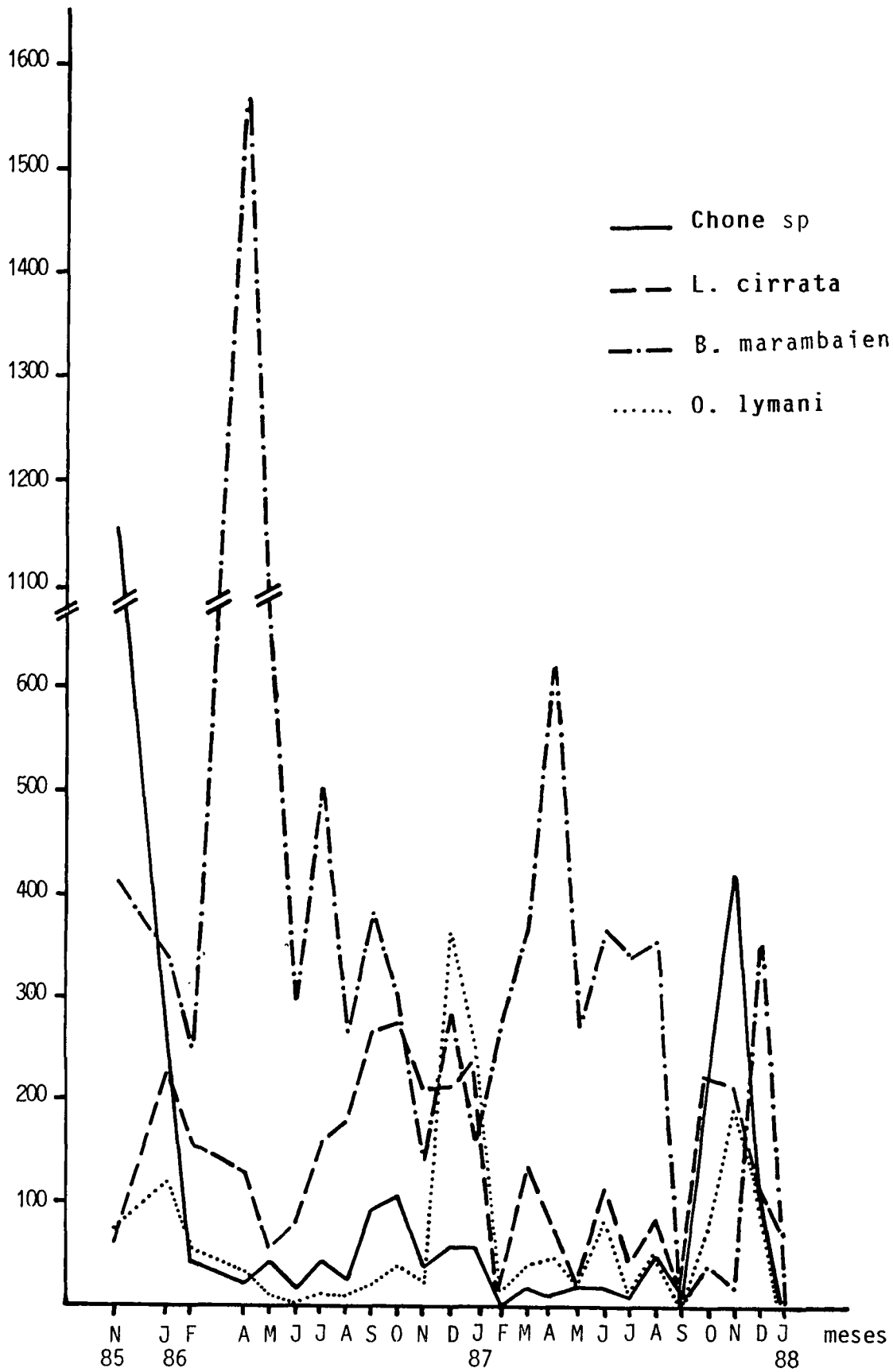


FIG. 17 - Variação temporal na densidade das espécies dominantes

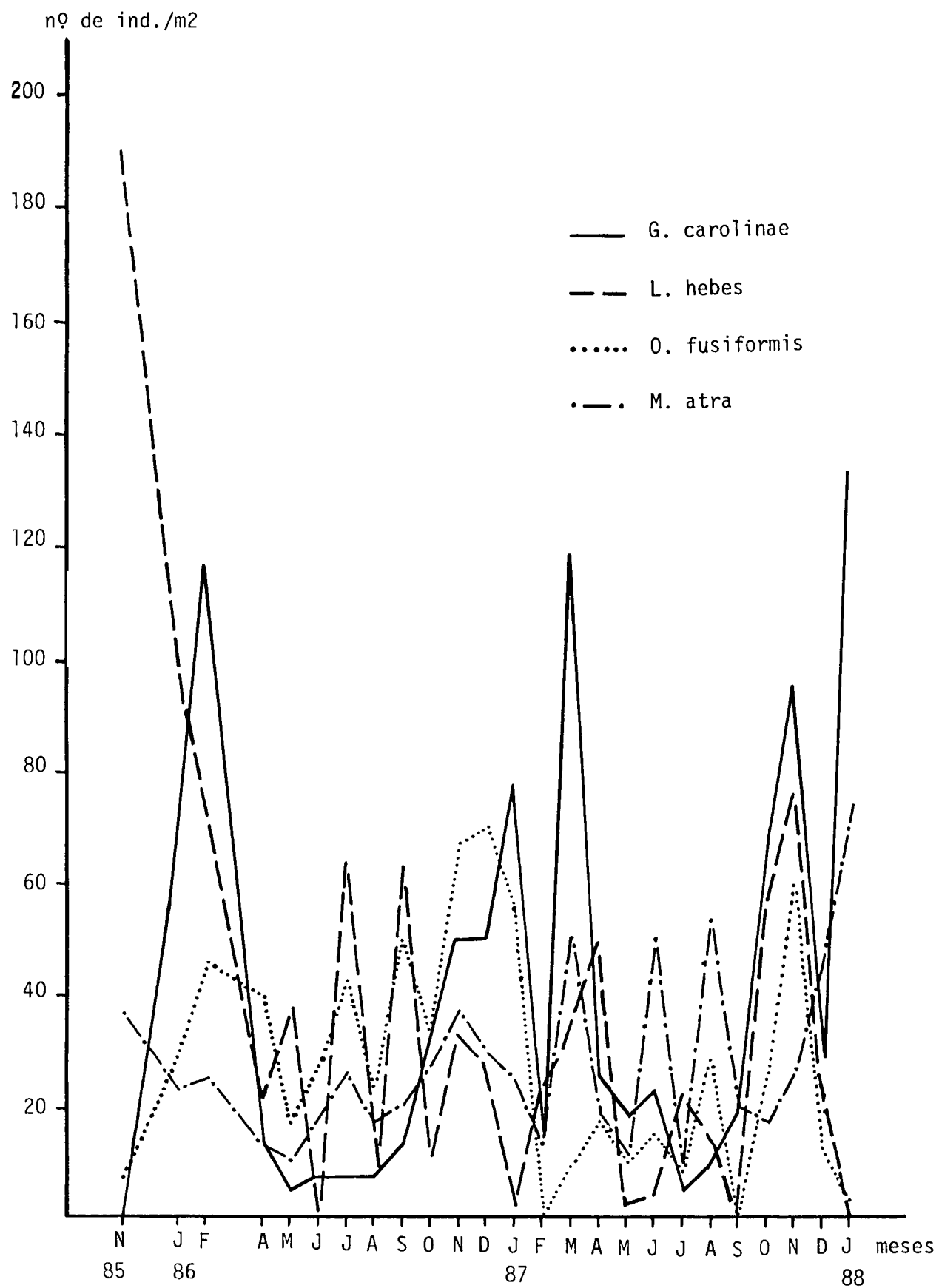


FIG. 18 - Variação temporal na densidade das espécies dominantes secundárias

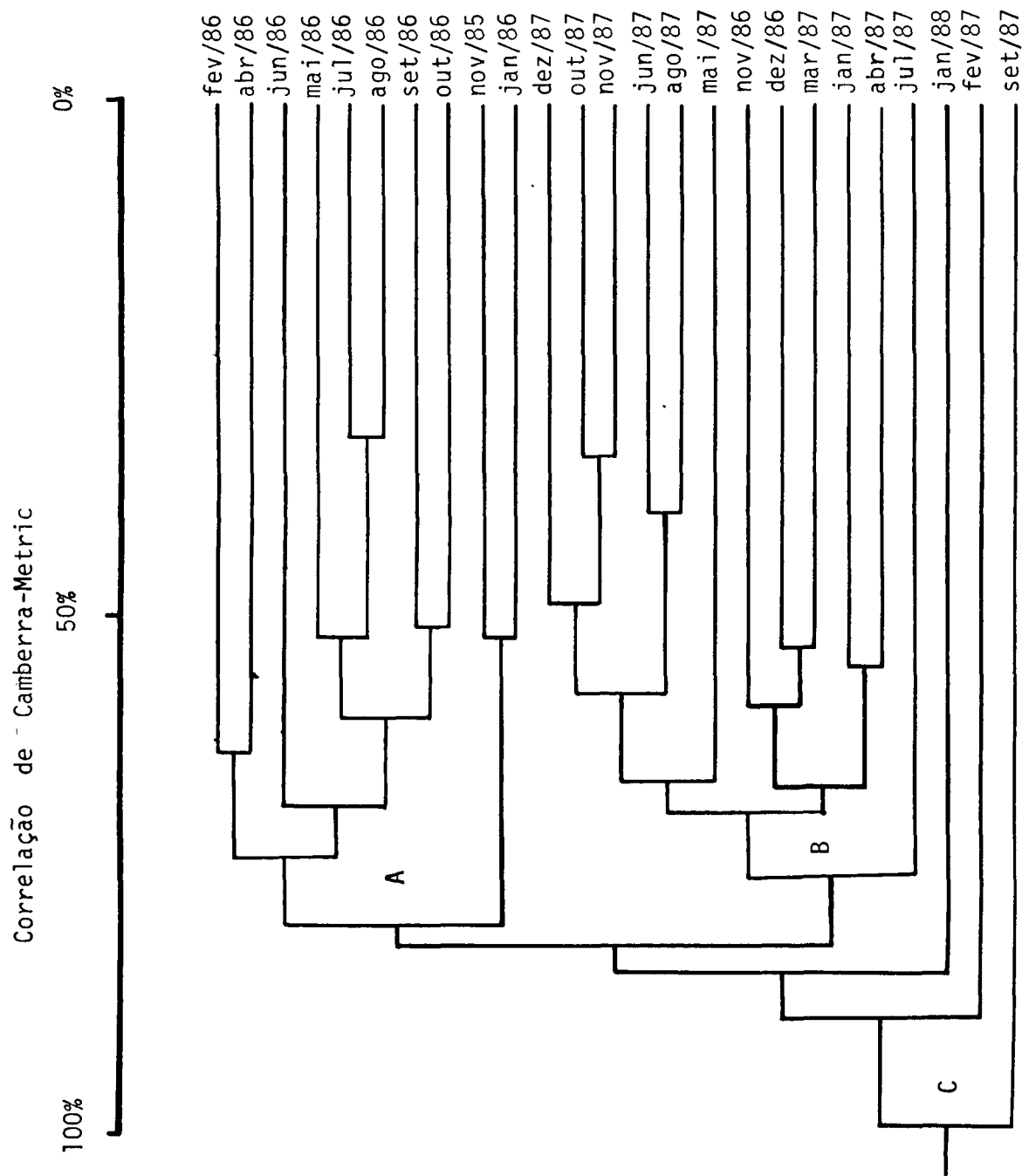


FIG. 19 - Dendrograma da análise de agrupamento sobre as espécies com maior Índice de Dominância Biológica (I. D. B.)

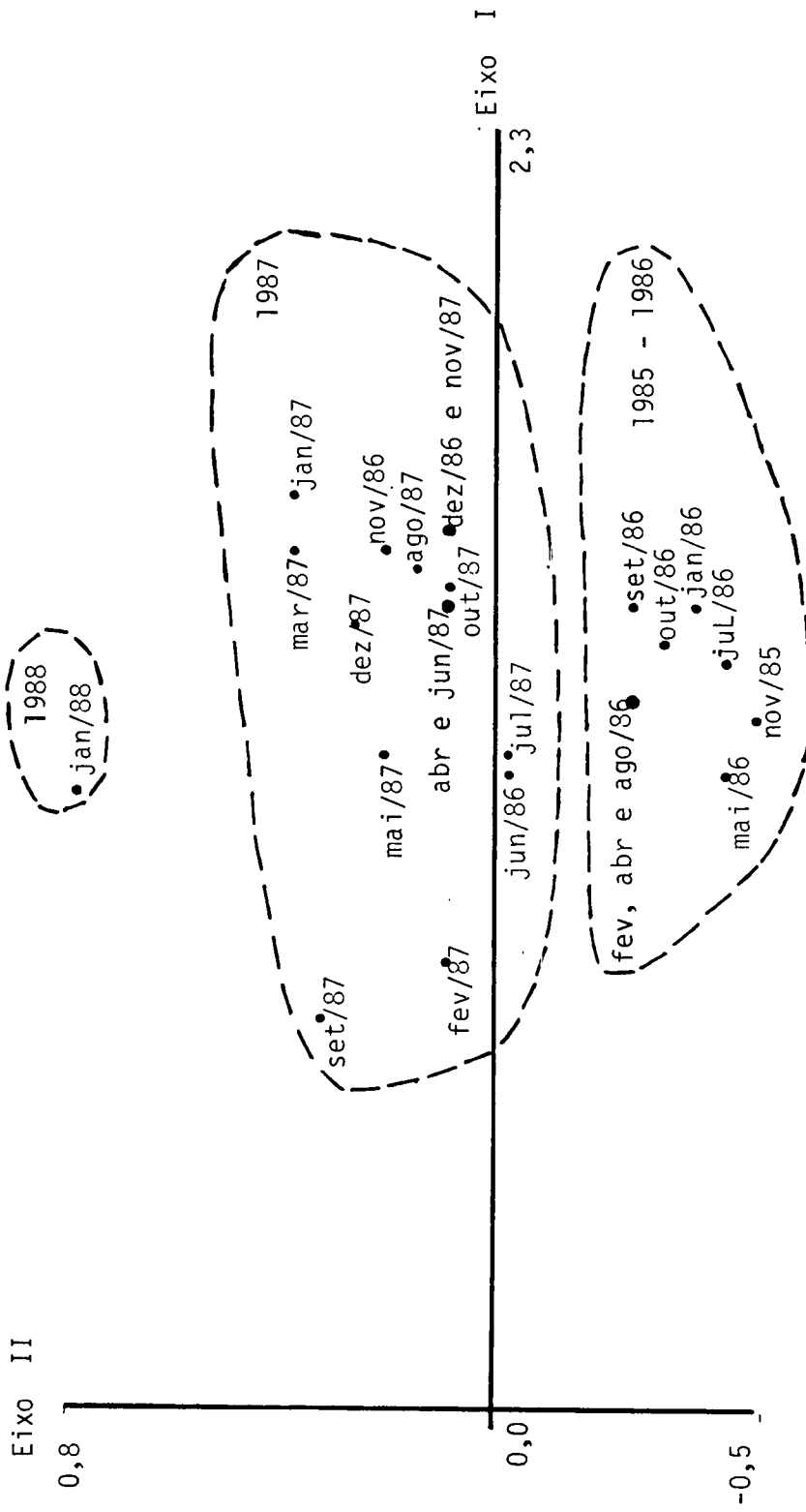


FIG. 20 - Análise em componentes principais, com projeção das observações (meses de coleta) no plano fatorial I-II

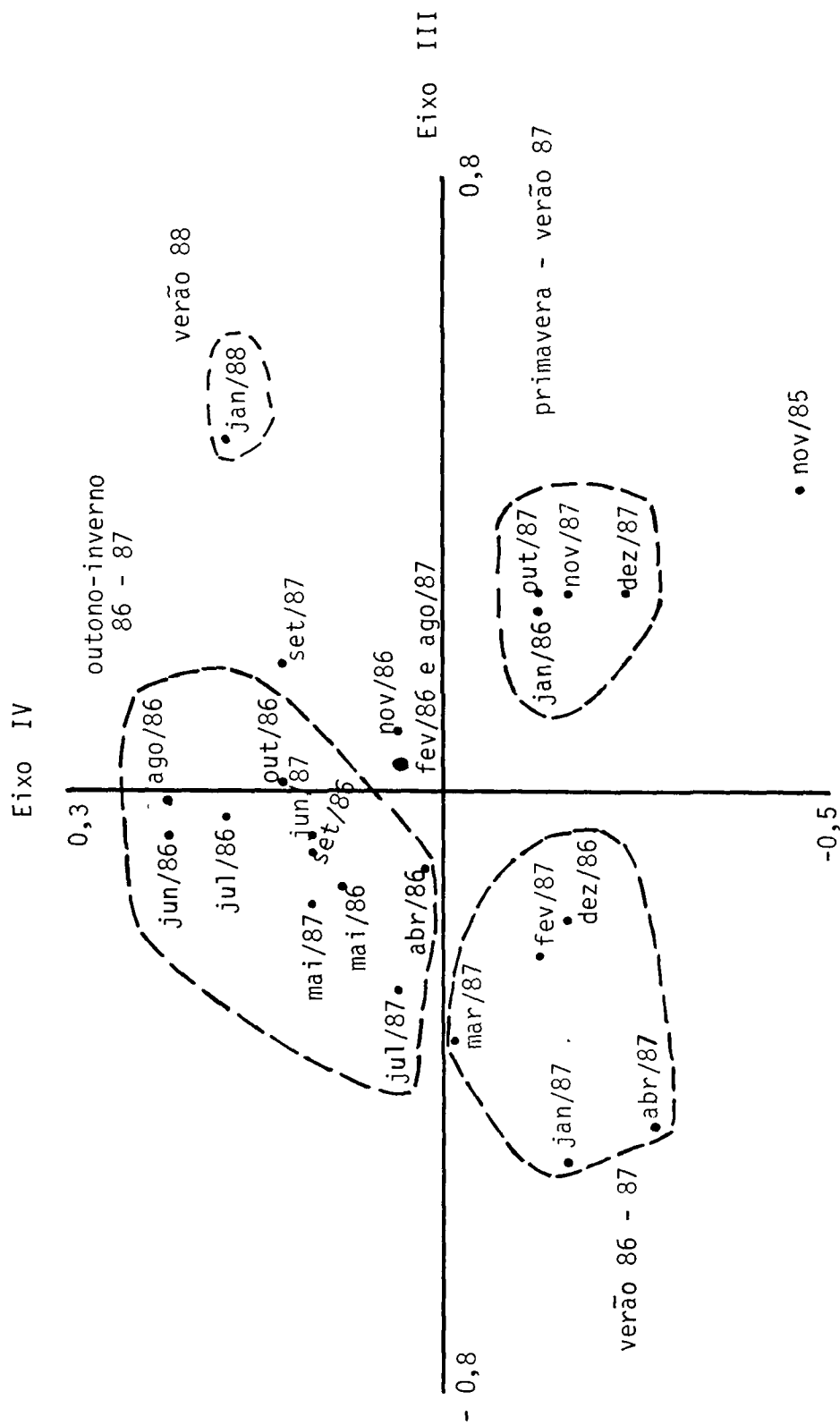


FIG. 21 - Análise em componentes principais, com projeção das observações (meses de coleta) no plano fatorial III-IV

TABELA I - Valores dos parâmetros abióticos entre novembro de 1985 e janeiro de 1988

PARÂMETROS	1985	1986												1987					1988						
	NOV	JAN	FEV	ABR	MAI	JUN	JUL	AGO	SET	OUT	NOV	DEZ	JAN	FEV	MAR	ABR	MAI	JUN	JUL	AGO	SET	OUT	NOV	DEZ	JAN
Profundidade(m)	15,5	18,4	14,4	18,0	18,4	18,4	18,7	-	17,7	18,4	18,0	18,0	18,7	17,0	19,0	19,0	18,7	18,0	18,0	18,9	18,4	18,4	17,7	18,0	-
Temperatura do ar(°C)	27,0	27,0	-	29,5	25,5	24,0	19,5	24,0	21,0	22,5	27,0	22,0	29,0	26,0	23,0	27,0	22,0	23,0	18,5	21,5	24,0	20,5	20,0	27,0	-
Temperatura da água de superfície(°C)	27,0	28,0	29,0	29,5	25,5	21,5	22,0	22,0	21,0	22,0	25,5	25,0	29,5	26,0	26,0	27,5	25,0	29,5	18,5	19,0	22,0	20,0	19,0	27,0	-
Temperatura da água de fundo(°C)	25,0	28,0	23,5	23,5	25,5	22,0	22,0	22,0	21,0	21,0	25,5	25,5	29,0	-	26,5	27,0	26,0	29,5	18,5	19,0	20,5	20,0	19,0	-	-
Salinidade da água de superfície(‰)	30,47	30,14	19,90	25,96	29,51	31,00	32,55	31,10	29,48	28,67	28,31	27,68	-	15,41	28,52	26,34	25,93	27,85	28,51	29,19	30,27	28,95	27,15	29,61	28,72
Salinidade da água de fundo(‰)	30,92	33,22	25,58	27,67	30,31	31,61	32,65	31,17	29,62	29,36	28,50	29,00	31,44	-	32,29	34,30	30,85	28,53	29,01	30,42	31,01	29,28	29,12	-	31,24
O. D. da água de superfície(ml/l)	8,12	7,95	-	9,49	9,29	8,72	8,37	8,25	-	-	8,60	4,66	6,30	7,62	6,52	6,88	6,33	7,21	7,73	7,98	7,03	8,18	7,18	6,65	7,38
O. D. da água de fundo(ml/l)	7,58	7,89	5,99	8,72	8,22	8,81	-	8,53	-	9,08	7,94	5,20	6,70	-	6,54	7,51	6,50	7,20	7,54	7,94	6,74	8,07	7,18	-	6,60
pH de superfície	8,18	8,22	7,51	8,00	7,42	8,29	8,39	8,74	7,58	8,19	8,18	8,22	8,53	7,76	8,65	8,36	8,03	-	-	-	-	-	-	-	-
pH de fundo	8,12	8,26	7,94	6,88	7,40	8,22	8,16	8,76	8,16	8,13	8,08	8,22	8,49	-	8,53	8,21	8,38	-	-	-	-	-	-	-	-
Seston da água de superfície(mg/l)	4,50	27,70	-	10,78	15,68	1,73	11,12	10,28	-	20,44	-	8,22	8,53	7,76	8,65	8,36	8,03	-	-	-	-	-	-	-	-
Seston da água de fundo(mg/l)	20,37	42,63	-	19,40	9,04	2,54	7,50	8,52	-	10,12	-	8,22	8,49	-	8,53	8,21	8,38	-	-	-	-	-	-	-	-
Areia(%)	-	91,63	96,93	96,96	93,85	91,22	90,45	91,97	94,49	88,96	85,02	94,09	92,02	98,93	95,83	97,41	92,26	91,61	97,57	94,22	90,90	96,50	93,50	92,69	94,09
Cascalho(%)	-	8,37	0,94	0,70	1,68	2,13	4,57	1,84	2,04	1,32	6,04	1,83	2,55	1,05	1,65	2,06	2,13	2,05	0,70	0,40	0,00	0,25	0,90	2,09	0,32
Siliz-argila(%)	-	0,00	2,12	1,63	4,46	6,64	4,97	6,18	3,46	9,72	8,93	4,06	5,42	0,26	2,51	0,52	5,60	6,33	1,72	4,81	9,09	3,24	5,59	5,21	5,58
Diâmetro médio dos grãos (ϕ)	-	2,03	1,47	1,43	1,50	1,90	1,33	1,66	1,83	1,43	1,67	1,53	1,70	1,40	1,36	1,60	1,76	1,87	1,57	1,73	2,06	1,60	1,57	1,60	2,33
Grau de seleção (ϕ)	-	1,75	1,19	0,98	1,11	1,71	1,21	1,58	1,42	1,60	1,95	1,03	1,36	1,11	1,11	1,25	1,70	1,59	1,27	1,29	0,96	1,08	1,24	1,37	1,33
Assimetria (Sk)	-	0,22	-0,01	-0,08	-0,04	0,08	-0,03	0,17	-0,003	0,29	0,28	0,02	0,03	0,24	-0,01	0,08	0,45	0,14	0,05	0,05	0,16	0,19	0,13	0,10	0,01
Curtose (Kg)	-	1,39	1,12	1,16	1,08	0,91	1,15	1,18	0,94	1,61	1,48	1,11	1,13	1,33	1,33	0,99	1,13	1,09	0,93	0,88	1,26	1,66	1,01	0,99	0,78
Matéria orgânica(%)	-	1,51	2,15	1,20	1,22	1,49	1,46	1,51	1,30	1,76	2,14	2,92	0,92	1,07	1,03	1,76	1,95	1,17	1,39	1,44	1,94	2,42	1,11	1,78	1,98
Carbonato de cálcio(%)	-	4,07	1,59	3,08	5,23	5,10	2,83	8,14	5,83	5,90	3,75	3,25	6,57	6,05	3,58	3,98	9,19	5,04	2,19	3,74	3,41	12,06	4,04	5,51	5,79

TABELA III - Valores mensais de densidade total (N, ind./m²), número de espécies (S), diversidade específica (H, bits/ind.), equitatividade (J), riqueza de espécies (SR) e dominância (D, %)

MESES	N	S	H	J	SR	D
Novembro de 1985	2483,30	58	3,18	0,54	7,29	63,08
Janeiro de 1986	1743,28	75	4,54	0,73	9,91	32,88
Fevereiro	1108,35	43	4,16	0,77	5,99	36,85
Abril	2306,63	49	2,42	0,43	6,20	73,56
Maio	1113,25	50	3,01	0,53	6,99	62,88
Junho	753,29	48	3,87	0,69	7,09	50,00
Julho	1273,31	55	3,79	0,65	7,55	51,83
Agosto	886,62	46	3,91	0,71	6,63	50,38
Setembro	1493,29	65	4,33	0,72	8,76	43,31
Outubro	1526,61	54	4,09	0,71	7,23	37,99
Novembro	1229,94	65	4,87	0,81	9,00	28,72
Dezembro	1713,31	68	4,47	0,74	9,00	37,74
Janeiro de 1987	1900,14	80	4,91	0,78	10,46	26,16
Fevereiro	510,33	42	3,14	0,58	6,57	58,78
Março	1579,09	85	4,75	0,74	11,41	33,78
Abril	1447,87	74	4,05	0,65	10,30	48,21
Maio	733,32	63	4,28	0,72	9,39	42,90
Junho	1168,70	75	4,51	0,72	10,34	41,35
Julho	743,70	56	3,74	0,64	8,32	52,10
Agosto	1202,08	81	4,68	0,74	11,28	36,92
Setembro	239,52	42	4,79	0,89	7,48	20,88
Outubro	1328,51	71	4,59	0,75	9,74	36,50
Novembro	1759,24	76	4,40	0,70	10,04	36,12
Dezembro	1422,83	87	4,56	0,71	11,85	35,73
Janeiro de 1988	2581,22	63	2,62	0,44	7,89	69,66

TABELA IV - Lista dos taxa ordenados de modo decrescente pelo índice de Dominância Biológica (I.D.B.) de Sanders (1960).
A escala de dominância numérica refere-se ao número de vezes em que o taxon ocupou o respectivo posto.

Taxa	Escala de dominância numérica										Frequência como um dos dos 10 taxa dominantes	I.D.B.
	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10		
1- Branchiostoma cf marambaiensis	17	3		1	2						23	214
2- Laonice cirrata	1	16	4	1	2	1					25	207
3- Chone sp	3	1	3	2	4		2	4	2		21	125
4- Ophiactis lymani	2		4	2	6		3	2			19	118
5- Lumbrineris hebes		1	3	3		5	1	3	1		17	94
6- Goniadides carolinae		1	1	4	5			2	2	2	17	87
7- Microphiopholis atra		1	1	2	1	2	4	4	1	1	17	78
8- Owenia fusiformis				4	1	3	2	3	3	1	17	73
9- Actinaria		1	1	1	2	2	3	1	1		12	63
10- Mediomastus sp			2	1	2	1		3	3		12	55
11- Mooreonuphis lineata				1	2	3	3		3	1	13	53
12- Diopatra sp			1	1	1	1	1	4	4	1	14	51
13- Golfingia sp				1	1	1	4	2	3	1	13	47
14- Tellina sp			1	2		2	1	2	1	3	12	47
15- Exogone arenosa			2	1	1		1	3			8	39
16- Nemertinea						1	1	2	3	4	11	25
17- Glycera americana				1		1	1	1	2	2	8	25
18- Lumbrineris tetraura				1	1	1			1	2	6	22
19- Abra lioica					1	1	2		1	1	6	22
20- Loimia medusa					1	1	1	2		1	6	22
21- Goniada maculata				2			1	1		1	5	22
22- Edwardsiidae	1							2	2		5	20
23- Hemipodus olivieri				1	1			1	2		5	20
24- Nereis zonata							1	2	2	4	9	18
25- Spiophanes missionensis		1			1			1			3	18
26- Pectinaria laelia			1				1		1	3	6	17
27- Clymenella brasiliensis							2	1	1	1	5	14
28- Paraprionospio pinnata					1	1			1		3	13
29- Lumbrineris januarii						1		1	1	1	4	11
30- Pinnixa sayana					1			1	1		3	11
31- Glycinde multidentis		1							1		2	11
32- Caridea							1	1	1	1	4	10
33- Caliptraea centralis								2	2		4	10
34- Odontosyllis hetero-falchaeta			1							2	3	10
35- Pinnixa sp			1						1		2	10
36- Balanus improvisus	1										1	10
37- Magelona variolamellata							1		1	3	5	9
38- Pectinaria catharinensis					1				1	1	3	9
39- Bivalvia									2	4	6	8
40- Corbula caribaea									3	2	5	8
41- Craniella cranium			1								1	8
42- Porifera			1								1	8
43- Terebellides anguicomus								1	2		3	7
44- Goniada littorea							1	1			2	7
45- Eunoe serrata								1	1	1	3	6
46- Amphipholis januarii								1	1	1	3	6
47- Isolda pulchella									3		3	6
48- Ophiocnida loveni									3		3	6
49- Hemipholis elongata						1				1	2	6
50- Magelona posterelongata					1						1	6

(Continuação)

Taxa	Escala de dominância numérica										Frequência como um dos dos 10 taxa dominantes	I.D.B.
	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10		
51- Genetyllis castanea								2	1		3	5
52- Typosyllis hyalina								2	1		3	5
53- Ophiactis sp						1				1	2	5
54- Tagelus divisus							1	1			2	5
55- Amphipholis squamata							1	1			2	5
56- Heteromastus similis					1						1	5
57- Crassostrea rhizophorae					1						1	5
58- Microphiopholis subtilis					1						1	5
59- Xanthidae						1					1	4
60- Nucula semiornata								1	1		2	3
61- Cumacea								1	1		2	3
62- Magelona papillicornis							1				1	3
63- Armandia hossfeldi							1				1	3
64- Scoloplos ohlini								1			1	2
65- Orbiniidae								1			1	2
66- Paraonidae								1			1	2
67- Spiophanes sp								1			1	2
68- Poecilochaetus australis								1			1	2
69- Clymenella sp								1			1	2
70- Armandia polyopthalma								1			1	2
71- Armandia sp								1			1	2
72- Phyllodoce cf mucosa								1			1	2
73- Phyllodoce sp								1			1	2
74- Parandalia americana								1			1	2
75- Pionosyllis pectinata								1			1	2
76- Goniadidae								1			1	2
77- Nephtys squamosa								1			1	2
78- Marphysa sp								1			1	2
79- Schistomeringos rudolphi								1			1	2
80- Laonome sp								1			1	2
81- Gastropoda								1			1	2
82- Crassinella lunulata								1			1	2
83- Chione cancellata								1			1	2
84- Pycnogonida								1			1	2
85- Alpheidae								1			1	2
86- Panopeus sp								1			1	2
87- Hexapanopeus schmiti								1			1	2
88- Hexapanopeus sp								1			1	2
89- Pinnixa chaetopterana								1			1	2
90- Cirolanidae								1			1	2
91- Tiburonella viscana								1			1	2
92- Echiura								1			1	2
93- Amphiodia pulchella								1			1	2
94- Ophioderma januarii								1			1	2
95- Amphiuridae								1			1	2
96- Ancistrosyllis jonesi									2		2	2
97- Nematoda									1		1	1
98- Laonice sp									1		1	1
99- Typosyllis variegata									1		1	1
100- Sabellaria sp									1		1	1
101- Pectinaria sp									1		1	1

TABELA VI - Valores em ordem decrescente dos coeficientes de variação (C.V.) dos 56 taxa com densidades médias iguais ou superiores a 3,0 ind./m²

TAXA	C.V.	TAXA	C.V.
1- Edwardsiidae	4,6735	29- Genetyllis castanea	1,1906
2- Craniella cranium	4,0958	30- Amphipholis januarii	1,1716
3- Paraprionospio pinnata	2,6939	31- Goniadides carolinae	1,1460
4- Spiophanes missionensis	2,4852	32- Ancistrosyllis jonesi	1,1413
5- Pinnixa sayana	2,4637	33- Lumbrineris tetraura	1,1384
6- Balanus improvisus	2,2297	34- Bivalvia não identificado	1,1227
7- Chone sp	2,1174	35- Nematoda	1,1058
8- Loimia medusa	2,0743	36- Caliptraea centralis	1,0949
9- Odontosyllis hetero-falchaeta	1,9689	37- Abra lioica	1,0711
10- Pinnixa sp	1,9199	38- Mediomastus sp	1,0495
11- Glycinde multicens	1,7480	39- Nereis zonata	1,0474
12- Ophiactis sp	1,6771	40- Magelona variolamellata	1,0357
13- Eunoe serrata	1,6238	41- Lumbrineris hebes	1,0211
14- Clymemella brasiliensis	1,6189	42- Tellina sp	1,0173
15- Hemipholis elongata	1,6039	43- Ophiocnida loveni	1,0152
16- Crassinella lunulata	1,5901	44- Hemipodus olivieri	0,9605
17- Diopatra sp	1,5880	45- Amphiridae	0,9305
18- Cirratulidae	1,5662	46- Nemertinea	0,9190
19- Nucula semiornata	1,5593	47- Branchiostoma cf marambaiensis	0,8851
20- Exogone arenosa	1,4658	48- Xanthidae	0,8634
21- Caridea	1,4287	49- Corbula caribaea	0,8345
22- Lumbrineris januarii	1,3790	50- Mooreonuphis lineata	0,7735
23- Kalliapseudes schubartii	1,3669	51- Glycera americana	0,7654
24- Actinaria	1,3222	52- Owenia fusiformis	0,7614
25- Ophiactis lymani	1,3070	53- Isolda pulchella	0,7490
26- Goniada maculata	1,2958	54- Golfingia sp	0,7158
27- Pectinaria catharinensis	1,2656	55- Laonice cirrata	0,6109
28- Pectinaria laelia	1,2214	56- Microphiopholis atra	0,5757