

MARIA MANUELA MORAIS

ORGANIZAÇÃO ESPACIAL E TEMPORAL
DE UM RIO TEMPORÁRIO MEDITERRÂNIC
(RIO DEGEBE, BACIA HIDROGRÁFICA DO GUADIANA)

DESCRITORES FÍSICO-QUÍMICOS E PRODUTORES PRIMÁRIOS
COMUNIDADE BENTÓNICA DE MACROINVERTEBRADOS



ÉVORA - 1995

MARIA MANUELA MORAIS

ORGANIZAÇÃO ESPACIAL E TEMPORAL
DE UM RIO TEMPORÁRIO MEDITERRÂNICO
(RIO DEGEBE, BACIA HIDROGRÁFICA DO GUADIANA)

DESCRITORES FÍSICO-QUÍMICOS E PRODUTORES PRIMÁRIOS
COMUNIDADE BENTÓNICA DE MACROINVERTEBRADOS



86 119

Dissertação de Doutoramento, Área de Limnologia, apresentada à Universidade de Évora

ÉVORA - 1995

Ao Jorge e aos meus pais

AGRADECIMENTOS

Foram muitas as pessoas que ao longo destes anos me ajudaram e incentivaram na realização deste trabalho. Enumerá-las a todas torna-se manifestamente impossível, contudo, não posso deixar de agradecer a:

Professor Doutor Jorge Araújo, Reitor da Universidade de Évora e meu orientador. O seu entusiasmo e dedicação ao trabalho científico, aliado às suas qualidades humanas e à confiança que sempre depositou no meu trabalho, nos bons e nos maus momentos, constituíram estímulo e ajuda que muito contribuíram para a realização deste estudo. Pelo seu apoio, orientação e amizade expresso o meu profundo reconhecimento.

Prof. Doutor Paulo Pinto, meu colega no Departamento de Biologia, pelo apoio, encorajamento e disponibilidade amiga que sempre manifestou ao longo deste trabalho.

Prof. Doutora Teresa Ferreira, do Instituto Superior de Agronomia, pelas longas discussões que tivemos ao longo deste trabalho e pelo apoio na identificação dos macrófitos aquáticos.

Professor Doutor Rui Cortes, da Universidade de Trás-os-Montes e Alto Douro, pela ajuda prestada na identificação dos macroinvertebrados bentónicos e pelas sugestões no tratamento dos resultados.

Prof. Doutor Francisco Andrade, da Universidade do Algarve, e ao Prof. Doutor Francisco C. Castro Rego, do Instituto Superior de Agronomia, pelas preciosas sugestões no tratamento matemático dos resultados, nomeadamente na análise multivariada.

Dr. Luis Dias, meu colega no Departamento de Biologia, pela disponibilidade, ajuda e sugestões no tratamento matemático dos resultados.

Prof.^a Doutora Rosa Maria Cabral Salgado da Cunha Fernandes, responsável pelo Laboratório de Química da Escola Superior Agrária de Beja, pela disponibilidade manifestada. À Dr.^a Eugénia Machado e à Dr.^a Teresa Pinto Castro Cunha, pela realização das análises químicas da água.

Prof.^a Doutora Maria do Rosário Oliveira, responsável pelo Laboratório de Física de Solos do Departamento de Fitotecnia da Universidade de Évora, cujo laboratório e equipamento permitiu utilizar. Não poderei deixar de referir a Eng.^a Helena Mafalda Carolino, técnica do referido laboratório, pela permanente disponibilidade e colaboração nas diversas análises que realizei ao longo deste trabalho.

Meus colegas do Laboratório de Botânica do Departamento de Biologia, pelas facilidades proporcionadas no acesso às suas instalações e utilização do equipamento de laboratório.

D. Francisca Rosado, do Departamento de Biologia, pela permanente colaboração e pela boa vontade que sempre manifestou na realização das mais diversas tarefas laboratoriais.

Junta Nacional de Investigação Científica e Tecnológica pela concessão de uma bolsa de doutoramento, em 1989, que me possibilitou a realização deste estudo.

Meus colegas e amigos toda a ajuda, apoio e estímulo, particularmente à Dr.^a Filomena Magalhães, à Dr.^a Aurora Monzon Capabe, ao Prof. Doutor João Bernardo, ao Prof. Doutor Luis Gazarini, à Dr.^a Isabel Andrade, à Dr.^a Helena Adão.

Meus colegas do Departamento de Biologia pelo bom ambiente que me proporcionaram ao longo destes anos.

Meu pai pela ajuda na revisão do texto.

Finalmente, ao Jorge, que me acompanhou, ajudou e permanentemente me incentivou ao longo destes anos. O seu conhecimento do rio Degebe, o apoio no trabalho de campo, na revisão do texto e no arranjo gráfico, representam tarefas nas quais a sua colaboração se tornou imprescindível.

SUMÁRIO

Foi objectivo deste trabalho contribuir para o conhecimento de um rio temporário mediterrânico, localizado no Alentejo.

Procedeu-se a uma caracterização do sistema, com base em descritores físico-químicos e produtores primários, analisando-se a sua importância e influência na estrutura taxonómica e na estrutura funcional da comunidade de macroinvertebrados. Para tal, definiram-se doze estações de amostragem que foram analisadas durante os anos de 1989 e 1990.

Perante processos tão complexos como os que ocorrem em rios temporários, tentou-se obter uma estrutura que resultasse hierarquizada e verificar a tendência espacial ou temporal de maior variabilidade. Com base em análises multidimensionais, detectou-se a existência de gradientes espaciais relacionados com a distância geográfica à nascente e, para a globalidade dos descritores físico-químicos e produtores primários, estabeleceu-se o padrão temporal do sistema.

Procedeu-se a uma análise das principais alterações na composição e na diversidade da comunidade de macroinvertebrados e verificou-se que as enxurradas e a interrupção do caudal, no Verão, constituem os extremos das oscilações que se produzem na dinâmica de funcionamento da comunidade. Estas perturbações provocam redução da diversidade, da equitabilidade, da riqueza e da abundância, verificando-se uma alteração da comunidade, com dominância de um reduzido número de táxones que desenvolvem estratégias de adaptação, tais como o refúgio na zona hiporreica. Contudo, os resultados obtidos no rio Degebe sugerem que as alterações no regime de corrente de menor intensidade, relacionadas com o clima da região, são responsáveis pelos elevados valores de diversidade observados.

As enxurradas, características de rios mediterrânicos, constituem perturbações naturais que surgem muitas vezes inesperadamente. Em consequência, pretendeu-se avaliar os fenómenos perturbadores que ocorreram ao longo do período estudado e analisou-se o seu impacto na comunidade de macroinvertebrados.

A análise da comunidade de macroinvertebrados incluiu também uma caracterização da estrutura trófica. Os colectores escavadores e os fitófagos foram dominantes da comunidade, enquanto os detritívoros foram raros, provavelmente devido ao reduzido "input" autóctone de matéria orgânica proveniente da vegetação ripícola. Os colectores filtradores não estiveram presentes em condições ambientais lênticas. Os predadores foram mais importantes na zona intermédia do rio e durante o Verão (*facies* lêntico).

Tal como para a estrutura taxonómica, a estrutura trófica da comunidade de macroinvertebrados surge relacionada com a distância geográfica, evidenciando, contudo, gradientes funcionais diferenciados por épocas do ano.

Com base na análise múltipla de regressão, verificou-se que os produtores primários podiam ser considerados "determinantes" da abundância para os fitófagos, para os colectores escavadores, para os colectores filtradores e para os detritívoros. Semelhantes resultados realçam a importância da matéria orgânica autóctone na circulação total de matéria no sistema.

Ao longo do trabalho, os resultados obtidos foram discutidos, tendo como referência os principais modelos teóricos desenvolvidos para os sistemas lóticos: Contínuo lótico, Teoria das Descontinuidades Lóticas, Conceito do Mosaico Lótico, Hipótese da Perturbação Intermédia, Teoria da Sucessão, Teoria das Ilhas Oceânicas.

SUMMARY

The principal aim of this study is to contribute to the knowledge of a Mediterranean temporary stream located in Alentejo (Portugal).

A characterization of the system was made considering the physico-chemical descriptors and primary producers, verifying their importance and influence on the taxonomic and functional structures of macroinvertebrate community. For this purpose, a total of 12 sampling stations were defined and surveyed during 1989 and 1990.

Considering such complex processes as those occurring in temporary streams, we tried to obtain a hierarchyzed structure to verify the trend of higher variability: spatial or temporal.

Based on multivariate analysis the existence of spatial gradients, related with the distance of the source, was detected; and for the globality of physico-chemical descriptors and primary producers the temporal pattern of the system was established.

The main changes in composition and diversity of the macroinvertebrate community were described. Seasonal flooding and drought, in summer, were the sources of some variation in community. These disturbances caused reduction in the diversity, the evenness, the richness and the abundance, suggesting that macroinvertebrate fauna became dominated by a few taxa which develop adaptations strategies, such as the tendency to take refuge in the hyporheic zone. However, it was emphasized that discharge fluctuations with less intensity, related to weather changes, play a key role, maintaining high diversity.

Floods are an important characteristic of mediterranic streams representing a natural disturbance arriving unexpectedly. Consequently, the disturbance phenomena that occurred during the period of this study were evaluated and their impact on the macroinvertebrate community was analised.

The analisis of macroinvertebrate community also included a characterization of its trophic structure. The collector-gatherers and the herbivorous dominated the community while the shredders were rare, probably as a result of the lack of shad and limited allochthonous inputs from the riparian vegetation. The collector-filters were not present in the lentic section, and during summer when there was no water flow. The predators were more important in the intermediate sections and in summer (*lentic facies*).

As for macroinvertebrate taxonomic structure, the spatial gradients, related with the distance of the source, were detected for trophic structure. The regressions were different for each season, denoting different spatial patterns for the trophic structure.

Multiple regression models indicated that the primary producers could be considered "determinants" of the abundance of herbivorous, collector-gatherers, collector-filters and predators. These results suggest the importance of autochthonous organic matter in the total circulation of organic matter in system.

The results were discussed with reference to the theoretical models of community organization in lotic ecosystems: River Continuum Concept, Discontinuity Concept, Patch Dynamic Concept, Intermediate Disturbance Hypotheses, Succession theory, Island Biogeographic Theory.

ÍNDICE

1. INTRODUÇÃO	1
2. BACIA HIDROGRÁFICA DO RIO DEGEBE	5
2.1 CARACTERÍSTICAS MORFOLÓGICAS	6
2.2 CARACTERIZAÇÃO CLIMÁTICA	9
2.2.1 PRECIPITAÇÃO	9
2.2.2 TEMPERATURA	13
2.2.3 DETERMINAÇÃO DO PERÍODO SECO	14
2.2.4 INSOLAÇÃO E EVAPORAÇÃO	15
2.2.5 CLASSIFICAÇÃO CLIMÁTICA	16
2.3 CARACTERIZAÇÃO FISIOGRÁFICA	17
2.3.1 GEOMORFOLOGIA	17
2.3.2 DECLIVES DOMINANTES	18
2.3.3 GEOLOGIA	20
2.3.4 HIDROGRAFIA	20
2.4 UTILIZAÇÃO DE SOLO	27
3. METODOLOGIA	31
3.1 SELECÇÃO DAS ESTAÇÕES DE AMOSTRAGEM E PERIODICIDADE DE COLHEITA	31
3.2 DESCRITORES FÍSICO-QUÍMICOS DA ÁGUA	32
3.3 DESCRITORES BIOLÓGICOS	34
3.3.1 PRODUTORES PRIMÁRIOS	34
3.3.2 MACROINVERTEBRADOS BENTÓNICOS	40

3.4	TRATAMENTO DOS RESULTADOS	45
3.4.1	ANÁLISE ESTATÍSTICA	45
3.4.2	ÍNDICES DE DIVERSIDADE	50
3.4.3	ANÁLISE GRÁFICA	52
4.	ESTAÇÕES DE AMOSTRAGEM	53
4.1	IDENTIFICAÇÃO DAS PRINCIPAIS ZONAS TIPOLÓGICAS	53
4.2	ZONA A MONTANTE DA ALBUFEIRA DO MONTE NOVO	54
4.3	ZONA INTERMÉDIA	57
4.4	ZONA INFERIOR DO RIO	61
5.	DESCRITORES FÍSICO-QUÍMICOS E PRODUTORES PRIMÁRIOS	65
5.1	DESCRITORES FÍSICO-QUÍMICOS DA ÁGUA	67
5.1.1	REGIME HIDROLÓGICO E VELOCIDADE DA CORRENTE	67
5.1.2	SÓLIDOS TOTAIS EM SUSPENSÃO	70
5.1.3	MATÉRIA ORGÂNICA PARTÍCULADA EM SUSPENSÃO	72
5.1.4	TEMPERATURA DA ÁGUA	73
5.1.5	OXIGÉNIO DISSOLVIDO	74
5.1.6	PH DA ÁGUA	75
5.1.7	CONDUTIVIDADE E DUREZA DA ÁGUA	76
5.1.8	NUTRIENTES	77
5.2	PRODUTORES PRIMÁRIOS	87
5.2.1	FITOPLÂNCTON	88
5.2.2	PERIFITON	96
5.2.3	MACRÓFITOS	104
5.3	ORDENAÇÃO GLOBAL DOS DESCRITORES	110
5.3.1	ORDENAÇÃO DOS PERÍODOS DO ANO EM QUE FORAM AMOSTRADAS 12 ESTAÇÕES AO LONGO DO PERFIL LONGITUDINAL DO RIO	110
5.3.2	ORDENAÇÃO DA TOTALIDADE DE AMOSTRAGENS EFECTUADAS: FEVEREIRO DE 1989 - JANEIRO DE 1991	114

5.3.3	ORDENAÇÃO DO SEGUNDO ANO DE AMOSTRAGENS: MARÇO DE 1990 - JANEIRO DE 1991	116
5.4	PADRÃO TEMPORAL "VERSUS" ORGANIZAÇÃO ESPACIAL	120
5.4.1	PADRÃO TEMPORAL	120
5.4.2	ORGANIZAÇÃO ESPACIAL	125
5.5	DISCUSSÃO	128
5.5.1	PRESPECTIVA ESPAÇO/TEMPO	128
5.5.2	PRESPECTIVA FUNCIONAL	131
6.	COMUNIDADE BENTÓNICA DE MACROINVERTEBRADOS	133
6.1	ESTRUTURA TAXONÓMICA DA COMUNIDADE	135
6.1.1	HIERARQUIZAÇÃO E TÊNDENCIAS DIVISIVAS	135
6.1.2	ORDENAÇÃO GLOBAL DA COMUNIDADE	141
6.1.3	RELAÇÃO DOS TÁXONES COM DESCRITORES FÍSICO-QUÍMICOS E PRODUTORES PRIMÁRIOS. ORGANIZAÇÃO ESPACIAL E TEMPORAL	151
6.1.4	ORDENAÇÃO PARCIAL DA COMUNIDADE	158
6.2	DIVERSIDADE E ESTRUTURA DA COMUNIDADE	170
6.2.1	ENQUADRAMENTO TEÓRICO	170
6.2.2	RIQUEZA TAXONÓMICA	173
6.2.3	DIVERSIDADE E EQUITABILIDADE	183
6.3	PERTURBAÇÕES NATURAIS E SUCESSÃO TEMPORAL DA COMUNIDADE	187
6.3.1	ENQUADRAMENTO TEÓRICO	187
6.3.2	FENÓMENOS PERTURBADORES REGISTRADOS NO RIO DEGEBE	189
6.3.3	IMPACTE DE UMA ENXURRADA DE EFEITOS CATASTRÓFICOS	193
6.4	ESTRUTURA FUNCIONAL DA COMUNIDADE	199
6.4.1	ENQUADRAMENTO TEÓRICO	199
6.4.2	ORGANIZAÇÃO ESPACIAL	201
6.4.3	ORGANIZAÇÃO TEMPORAL	204
6.4.4	ORDENAÇÃO GLOBAL	209
6.4.5	RELAÇÕES TRÓFICAS	216
6.4.6	CONTRIBUIÇÃO PARA A DIVERSIDADE	220

6.5 DISCUSSÃO	221
6.5.1 ESTRUTURA TAXONÓMICA	221
6.5.2 ESTRUTURA FUNCIONAL	225
7. CONSIDERAÇÕES FINAIS	229
REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS	235
ANEXOS	267
ANEXO A - BIBLIOGRAFIA DE IDENTIFICAÇÃO	267
ANEXO B - DESCRITORES FÍSICO-QUÍMICOS E PIGMENTOS DA ÁGUA	271
ANEXO C - COMPOSIÇÃO DO FITOPLÂNCTON	277
ANEXO D - PIGMENTOS FOTOSSINTÉTICOS BENTÓNICOS	279
ANEXO E - COMPOSIÇÃO DO PERIFITON	282
ANEXO F - BIOMASSA DE MACRÓFITOS	284
ANEXO G - DOMINÂNCIA/COBERTURA DE MACRÓFITOS	288
ANEXO H - LISTA DAS ESPÉCIES DE MACROINVERTEBRADOS BENTÓNICOS	292
ANEXO G - VALORES DE RIQUEZA, DE ABUNDÂNCIA, DE DIVERSIDADE E DE EQUITABILIDADE DETERMINADOS PARA A COMUNIDADE DE MACROINVERTEBRADOS BENTÓNICOS	311

INTRODUÇÃO

A luz solar ilumina periodicamente as camadas superficiais dos ecossistemas, permitindo que os organismos adquiram poder redutor sobre os elementos químicos essenciais à vida. Como MARGALEF (1990) refere, a biosfera caracteriza-se por um gradiente vertical com um potencial de oxi-redução e de acumulação progressivo até às camadas inferiores de materiais orgânicos, quimicamente reduzidos. Este modelo simplificado da biosfera completa-se na reposição de níveis elevados dos elementos nutritivos necessários à vida, processo de transporte que depende sempre de energia externa ou exossomática aos sistemas biológicos, tais como sejam: a energia invertida nos movimentos verticais das águas oceânicas; a energia que intervém na circulação atmosférica, na chuva e na evaporação; e a energia que faz circular os rios, processada de uma forma mais contínua, e que transporta uma fracção da produção líquida, em forma de compostos orgânicos reduzidos, dos continentes até ao mar (MARGALEF, 1983).

Dentro deste esquema de organização, a Limnologia estuda o transporte entre os ecossistemas continentais e os ecossistemas oceânicos, sobre cuja expressão espacial se integra o "ecossistema lótico". A sua problemática mais genuína provem exactamente da horizontalidade da direcção do transporte, que contrasta com a organização básica dos ecossistemas terrestres e dos ecossistemas oceânicos (MARGALEF, 1990).

Num sentido abrangente, o estudo de um rio, interpretado como um sistema ricamente organizado que atravessa os continentes e determina uma carga heterotrófica aos oceanos, pode ter início nas gotas de água sobre as folhas das plantas e sobre o solo (MARGALEF, 1990).

As características topográficas da superfície da terra, e toda a energia disponível, permitem distinguir diferentes zonas tipológicas ao longo de um rio, onde, de uma forma extremamente organizada, confluem tributários que caracterizam e delimitam a sua bacia hidrográfica. O estudo integrado de um rio, na respectiva bacia hidrográfica, tem-se revelado fundamental para a compreensão dos processos de funcionamento do ecossistema. Sob o ponto de vista hidrológico destacam-se variadas relações quantitativas que caracterizam a bacia hidrográfica e determinam importantes características aos cursos de água, tais como sejam: a relação entre o lado maior e o lado menor do rectângulo equivalente à bacia; a relação entre o comprimento da bacia e a sua superfície drenada; a relação entre as características dos sedimentos fluviais e a velocidade da água; ou a relação da pendente

com a capacidade de transporte. Por sua vez, a integração da componente hidrológica sobre as comunidades biológicas pode ser interpretada como um espectro probabilístico de fenómenos perturbadores, de diferentes intensidades e importância, que dependem da extensão da bacia hidrográfica e da sua uniformidade climática, e são responsáveis pela selecção das populações biológicas e pela sucessão espacial ao longo do sistema (MARGALEF, 1990).

Num rio, mais claramente do que noutros ecossistemas, diversas etapas sucessivas ocorrem simultaneamente, ordenadas e com relações dinâmicas orientadas, o que vem explicar a viabilidade da teoria do contínuo lótico, sugerida por VANNOTE *et al.* (1980).

Segundo a teoria do contínuo lótico (VANNOTE *et al.*, 1980), o rio é definido como um gradiente contínuo de condições físicas, ao qual a estrutura e as características funcionais das comunidades lóticas estão adaptadas. As comunidades de produtores e de consumidores estabelecem-se em harmonia com as condições dinâmicas de natureza física que caracterizam uma determinada secção de rio, estando as populações a jusante adaptadas a capitalizar a ineficiência do processamento a montante. Nesta teoria, tanto a ineficácia a montante como o ajustamento a jusante são previsíveis, pretendendo os autores que a teoria proposta surja como tema global de trabalho, passível de ser comparada com dados biológicos, previsíveis e observados, em sistemas lóticos.

A teoria do contínuo lótico apresenta, contudo, duas limitações básicas, reconhecidas e discutidas por numerosos autores (e.g. WINTERBOURN *et al.*, 1981; BARMUTA & LAKE, 1982; MINSHALL *et al.*, 1983; MINSHALL *et al.*, 1985a; STATZNER & HIGLER, 1985; JUNK *et al.*, 1989): foi desenvolvida em pequenos rios de montanha de zonas temperadas e foi baseada num conceito elaborado para uma bacia hidrológica, num sentido geomorfológico restrito a "habitats" com características lóticas permanentes. Em consequência, torna-se frequentemente difícil adapta-la a outras realidades, nomeadamente aos grandes rios, aos rios situados nas zonas tropicais e a rios temporários, sujeitos a uma grande variabilidade do regime hidrológico (WILLIAMS, 1987) e onde as amplitudes sazonais dos parâmetros físico-químicos são muito elevadas (BOULTON & SUTER, 1986; MATTHEWS, 1988).

LEGIER & TALIN (1973) definem rios temporários como aqueles que apresentam um período, durante alguns meses, com inundações, o que permite a instalação dos principais grupos de insectos aquáticos. Num sentido mais abrangente, BOUTON & SUTER (1986) e LAKE *et al.* (1986) definem rios temporários como aqueles que sazonalmente apresentam caudal superficial.

Em zonas mediterrânicas, a distribuição anual das precipitações determina que muitos rios desenvolvam descontinuidades espaciais e temporais no sistema de corrente, proporcionando condições óptimas para o estudo do efeito da interrupção do caudal na estrutura e funcionamento do ecossistema.

As características sazonais do fluxo de água ajustam-se igualmente às zonas de clima árido e semi-árido dos E.U.A, da Austrália e Nova Zelândia, e de uma pequena zona sudoeste na Península Ibérica (única região com clima semi-árido na Península Ibérica - região de Múrcia).

As alternâncias anuais do fluxo de água, em ocasiões drásticas de seca e enxurrada, constituem fenómenos hidrológicos gerais que definem ambos os sistemas -mediterrânicos e árido/semi-áridos- (VIDAL-ABARCA, 1989). Existem, contudo, diferenças essenciais entre os sistemas lóticos nestas duas zonas climáticas. Enquanto que,

nos rios mediterrânicos, a temporalidade do fluxo de água depende, fundamentalmente, do modelo de distribuição anual das precipitações, nos rios das zonas áridas e semi-áridas, a permanência anual e inter-anual da água no leito dos rios depende, sobretudo, do balanço precipitação/evaporação ou do nível da capa freática (VIDAL-ABARCA, 1989). Consequentemente, nestes sistemas, a variabilidade inter-anual é superior, constituindo a previsão das precipitações um dos factores ambientais que permite estabelecer a principal diferença hidrológica destes rios (MATTHEWS, 1988).

Independentemente das diferenças locais entre climas e hidrologia, os rios temporários caracterizam um sistema que, durante parte do ano, se apresenta limitado pela interrupção do caudal ou por situações extremas originadas pela perda de água. A interrupção do caudal causa importantes alterações estruturais e funcionais nas comunidades biológicas (BOULTON & SUTER, 1986; WILLIAMS, 1987), que deverão ser consideradas para uma melhor compreensão dos padrões ecológicos e processos de funcionamento destes ecossistemas. Da mesma forma, mas numa fase oposta do ciclo hidrológico, as enxurradas provocam perturbações, que podem variar, desde pequenas alterações do substrato até alterações na estrutura do sistema. A sobrevivência dos organismos, em tais situações, depende da tolerância fisiológica ou da sua capacidade de migração (WILLIAMS, 1987).

Existem poucos estudos que, de uma forma integrada, abordem os rios temporários de clima mediterrânico. A maioria das investigações foram efectuadas em climas áridos ou semi-áridos, referindo, fundamentalmente, as possibilidades de sobrevivência e as estratégias de adaptação e refúgio desenvolvidas pelas espécies vegetais e animais durante os períodos de máximo "stress" hídrico (secas e enxurradas), e as posteriores taxas de recolonização biótica (estabilidade "versus" resistência e resiliência do ecossistema).

Objectivos

Foi objectivo deste trabalho contribuir para o conhecimento de um rio temporário mediterrânico, localizado no Alentejo.

Segundo uma perspectiva ecológica e considerando as principais teorias vigentes sobre sistemas lóticos, incluiu-se uma breve caracterização da bacia hidrográfica nas suas componentes morfológica, climática, fisiográfica e de utilização de solo.

No rio Degebe, pretendeu-se obter uma análise de descritores físico-químicos e dos produtores primários (fitoplâncton, perifiton e macrófitos), analisando-se a sua importância e influência na estrutura taxonómica e funcional da comunidade de macroinvertebrados.

Perante processos tão complexos como os que ocorrem em rios temporários, torna-se necessário analisá-los sob diferentes perspectivas, incluindo a variabilidade espaço/tempo (VIDAL-ABARCA, 1989). Neste contexto, tentou-se obter uma estrutura que resultasse hierarquizada, e verificar a tendência espacial ou temporal de maior variabilidade.

Pretendeu-se detectar a existência de gradientes espaciais, validando desse modo a teoria, actualmente generalizado, que perspectiva o sistema lótico como um gradiente

unidireccional de condições físicas que afectam a distribuição e actividade dos organismos, desde a nascente até à foz (e.g. VANNOTE *et al.*, 1980; WARD & STANFORD, 1983a; MINSHALL *et al.*, 1985a).

As enxurradas, características em rios mediterrânicos, constituem perturbações naturais que surgem muitas vezes inesperadamente no tempo (SABATER *et al.*, 1991). Em consequência, pretendeu-se estabelecer, com base na análise global de descritores físico-químicos e de produtores primários, o padrão temporal do sistema, e avaliar os fenómenos perturbadores que ocorreram ao longo do período estudado.

O estudo de interacções estruturais e funcionais em ecossistemas aquáticos inclui, sempre, considerações sobre o ciclo de matéria e o fluxo de energia. Em sistemas lóticos, parte significativa desses processos envolve o processamento de várias formas de matéria orgânica pelos macroinvertebrados bentónicos, especialmente pelos insectos (CUMMINS, 1974). Foi segundo esta concepção, que o conhecimento da composição e da estrutura taxonómica e funcional da comunidade de macroinvertebrados constituiu objectivo primordial de estudo.

Uma análise com base na estrutura taxonómica da comunidade (táxones, abundância, riqueza, diversidade,...) permite, frequentemente, detectar a sensibilidade dos táxones a fenómenos perturbadores do ecossistema. Por sua vez, a utilização dos grupos tróficos funcionais (CUMMINS, 1974) constitui importante método de análise, pois que alterações na abundância relativa dos grupos funcionais podem reflectir modificação das condições alimentares, com conseqüente reflexo na estrutura global da comunidade (POFF & MATTHEWS, 1986).

Integrado na complexa dinâmica de funcionamento dos rios temporários e tendo em consideração a necessidade de uma análise multidisciplinar numa abordagem global, o presente trabalho representa, acima de tudo, um contributo para o conhecimento dos rios temporários no Alentejo, região onde praticamente não existe retenção e onde um melhor aproveitamento dos recursos aquáticos é um processo essencial para assegurar a disponibilidade de água, factor básico para a qualidade de vida das populações.

BACIA HIDROGRÁFICA DO RIO DEGEBE

As águas correntes apresentam uma enorme superfície de interacção com o sistema terrestre, estando fortemente dependentes da sua bacia de drenagem e sendo por isso consideradas sistemas abertos. Consequentemente, a localização geográfica, bem como as características climáticas e fisiográficas, são determinantes dos processos biológicos que implicam troca de energia e materiais entre os dois sistemas, aquático e terrestre (Figura 2.1). Como MARGALEF (1983) refere, a bacia hidrográfica forma uma unidade funcional muito equilibrada, não se podendo estudar o sistema lótico isoladamente.

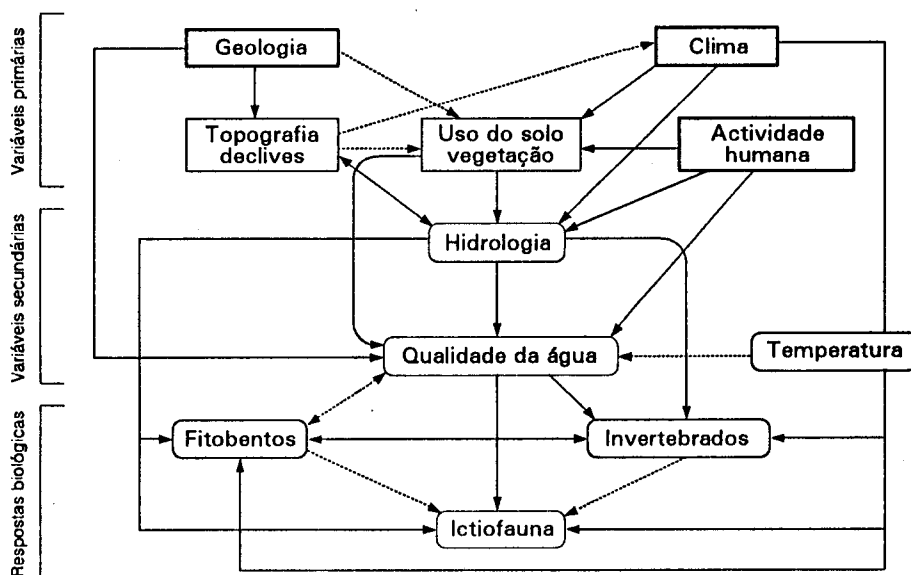


FIGURA 2.1 - Influência das características geológicas, climáticas e da actividade humana num ecossistema lótico - Adaptado de BIGGS *et al.* (1990)

Muitos geólogos têm defendido a ideia de que o clima e as características geológicas são os principais determinantes da morfologia de um curso de água devido aos principais efeitos de escoamento, transporte e sedimentação dos materiais em suspensão (GREGORY & WALLING, 1973; LOTSPEICH, 1980; ANGERMEIER & BAILEY, 1992).

Num curso de água, o conhecimento do ambiente terrestre envolvente proporciona uma melhor compreensão dos processos metabólicos do ecossistema, assim como permite prever o efeito de fenómenos perturbadores tais como sejam o fogo (e.g. MINSHALL 1988), a agricultura (e.g. PERRY & SCHAEFFER, 1987; BUSHONG & BACHMANN, 1989; WILEY *et al.*, 1990), o controle de vegetação ripícola (e.g. CARLSON *et al.*, 1990; FOX & MURPHY, 1990; GREGORY, 1992) e o corte de árvores (e.g. NOEL *et al.*, 1986).

Nas últimas duas décadas estes aspectos têm vindo a ser aceites e generalizados, devido à concepção de que a morfologia de um rio e o seu escoamento podem definir a estrutura e o funcionamento do ecossistema (e.g. HORWITZ, 1978; VANNOTE *et al.*, 1980; MINSHALL, 1988; NAIMAN *et al.*, 1988; PRINGLE *et al.*, 1988; TOWNSEND, 1989).

2.1 Características morfológicas

O Degebe é um rio temporário que se situa na zona sul Mediterrânica, constituída essencialmente por planícies e peneplanícies (altitude 50 - 400 m). É o principal afluente da margem direita do rio Guadiana em território português. A sua bacia hidrográfica localiza-se entre 38° 13' e 38° 46' de latitude Norte, e 7° 29' e 7° 46' de longitude Oeste (Figura 2.2), constituindo a segunda maior bacia afluente do Guadiana (em território português), com 1527 Km², logo a seguir à do rio Ardila (3634 Km²) que se desenvolve na margem esquerda do Guadiana.

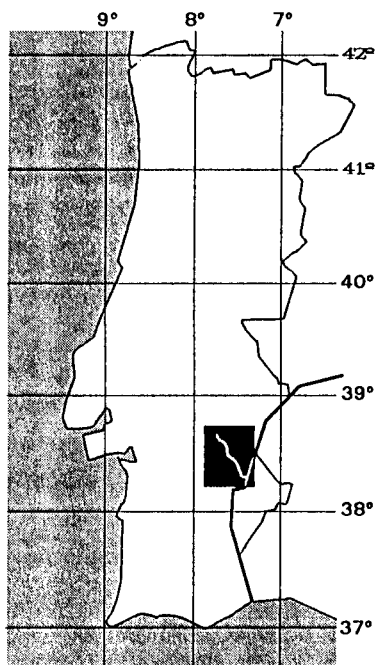


FIGURA 2.2 - Rio Degebe. Localização geográfica

A bacia hidrográfica do rio Degebe é delimitada a norte e a oeste por festos de grande importância regional, separadores das bacias dos rios Tejo, Sado e Guadiana (Figura 2.3).

O rio Degebe nasce a 325 m de altitude, próximo de Évora e desagua a uma altitude média de 75 m (porto de Évora), perto da povoação de Alqueva, percorrendo uma distância de 79 Km no sentido NO-SE. O desnível entre a nascente e a foz é de 250 m o que lhe imprime um declive médio de 0,3%.

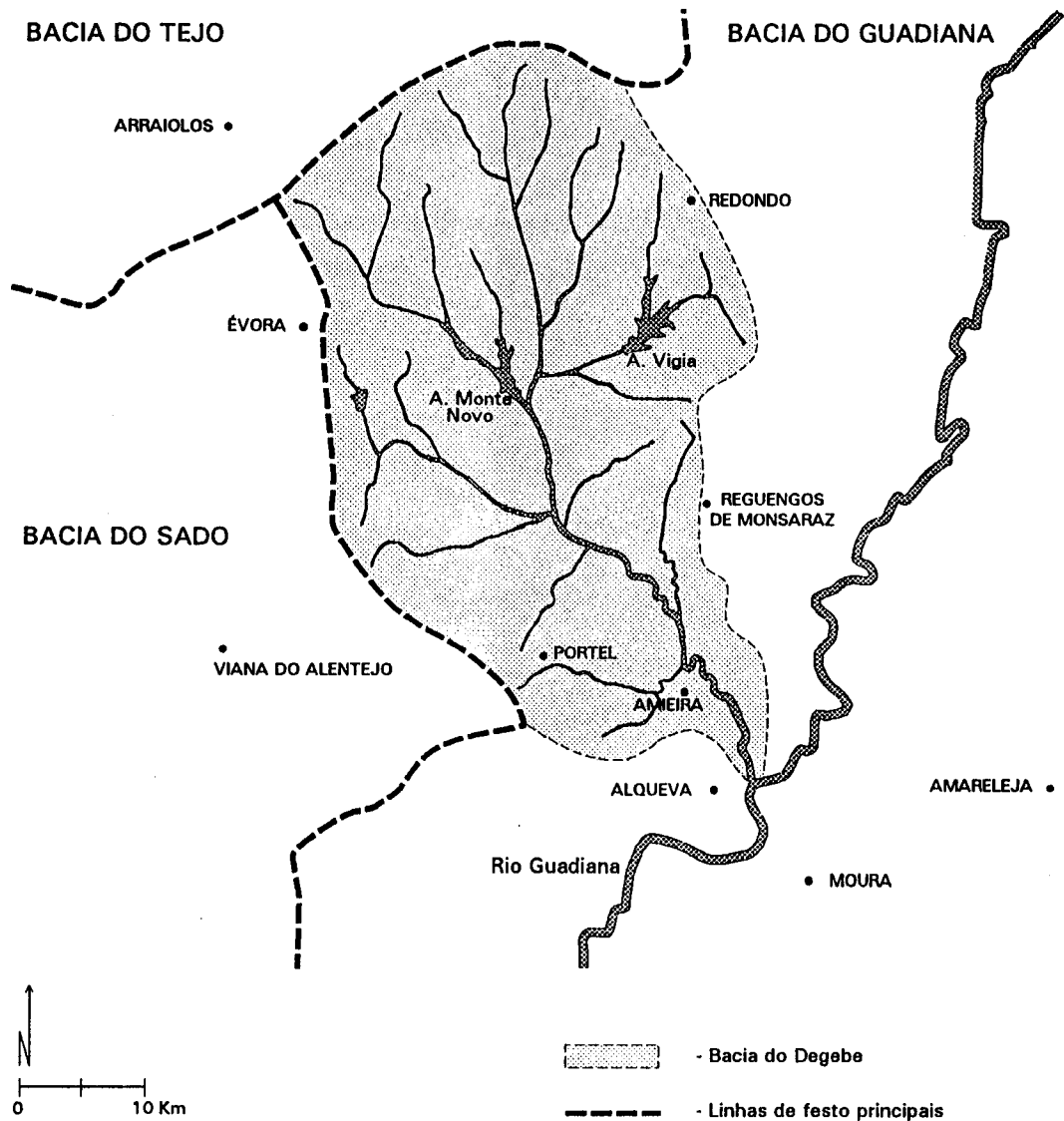


FIGURA 2.3 - Linhas de fecho separadoras das bacias hidrográficas dos rios Tejo, Sado e Guadiana

Na bacia hidrográfica do rio Degebe, para além da existência de albufeiras de pequeno volume, com destino à rega, foram construídos dois aproveitamentos hidráulicos colectivos de maiores dimensões: a albufeira do Monte Novo, localizada no rio Degebe e cuja barragem se situa a cerca de 30 Km da nascente, e a albufeira da Vigia situada na ribeira de Vale de Vasco, pertencente à margem esquerda do rio Degebe.

Os perfis longitudinais dos cursos de água mais importantes de uma bacia hidrográfica influenciam fortemente o comportamento da bacia, sobretudo em relação às cheias (ROCHE, 1963). Segundo QUINTELA (1983), é frequente caracterizar o declive dos cursos de água de uma bacia hidrográfica unicamente com base no curso principal.

Na Figura 2.4 apresenta-se o perfil longitudinal do Degebe onde se evidencia o reduzido declive do rio, sobretudo a jusante da albufeira do Monte Novo.

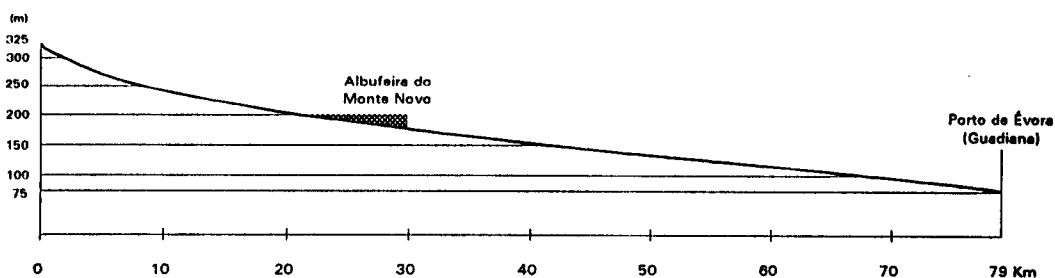


FIGURA 2.4 - Perfil longitudinal do rio Degebe

No Quadro 2.1 apresentam-se sumariadas algumas características morfológicas referentes à bacia hidrográfica do rio Degebe, determinadas, no entanto, só até à estação hidrológica da Amieira (Direcção Geral dos Recursos Naturais - D.G.R.N.), que se localiza a 18 Km da foz.

QUADRO 2.1 - Características morfológicas da bacia hidrográfica do rio Degebe determinadas para a estação hidrológica da Amieira

S*	p*	C*	Am*	Alm*	L ₁ *	L ₂ *	Ic*	II	Ip*	Ir*
(Km ²)	(Km)	(Km)	(m)	(m)	(Km)	(Km)				(%)
1474	191	61	240	115	76,14	19,36	1,39	3,93	0,054	0,70

*Fonte: Monografias Hidrológicas dos Principais Cursos de Água de Portugal (1986).

S - área de drenagem da bacia
 p - perímetro da bacia
 C - comprimento do curso de água
 Am - altitude média
 Alm - altura média

L₁, L₂ - lados do rectângulo equivalente
 Ic - índice de compacidade ($0,28 \times p / \sqrt{S}$)
 II - índice de alargamento
 Ip - índice de pendente
 Ir - pendente média

A forma de uma bacia é usualmente avaliada em função do índice de compacidade de Gravaleies. A forma tem sobretudo influência nas cheias, pois a sua reacção à ocorrência de precipitações intensas será diferente conforme esta for alongada ou arredondada (QUINTELA, 1983). Bacias de forma arredondada ($I_c < 1,128$) tendem a favorecer a concentração do escoamento superficial, originando cheias de maior ponta.

O lado maior, L_1 e o lado menor, L_2 do rectângulo equivalente a uma bacia hidrográfica de área de drenagem S e perímetro p obtêm-se a partir do seguinte sistema de equações (ROCHE, 1963):

$$L_1 \times L_2 = S \qquad \frac{2(L_1 + L_2)}{L_1 \times L_2} = \frac{p}{\sqrt{S}}$$

O mesmo autor, para definir a forma de uma bacia hidrográfica com $I_c > 1,128$, propõe o índice de alargamento - II - que representa a relação entre o lado maior e o lado menor do rectângulo equivalente. Segundo ROCHE (1963) a bacia é alongada se $II > 2$. Para a bacia do rio Degebe, o II foi de 3,93, o que indica forma alongada.

2.2 Caracterização climática

No estudo do clima, procedeu-se, de um modo geral, à caracterização do que se denominou "ano médio", efectuada com base nos valores existentes referentes a períodos mais ou menos longos e recentes, consoante as disponibilidades dos dados.

Para cada elemento climático estudado, procedeu-se ainda, sempre que possível, à comparação entre os valores do "ano médio" e os valores relativos ao período em que se realizou o trabalho de campo (1989 e 1990).

A caracterização climática da área de estudo foi efectuada com base nas duas estações meteorológicas do Instituto Nacional de Meteorologia e Geofísica (I.N.M.G.) mais próximas da bacia hidrográfica do rio Degebe: Évora e Amareleja. A zona noroeste com características próximas das de Évora e a zona sudoeste mais árida, é climaticamente comparável à região onde se insere Amareleja. A caracterização climática foi completada com os dados de precipitação dos postos udométricos localizados na bacia hidrográfica do rio Degebe (D.G.R.N.). Foi ainda, para além disso, consultado VEIGA DA CUNHA *et al.* (1980).

2.2.1 Precipitação

Com base nos dados referentes aos postos udométricos da bacia hidrográfica do rio Degebe com mais de 30 anos de registos (1961-1990), Amieira, Portel, S. Manços, Sta. Susana, Reguengos e Redondo (D.G.R.N.), construiu-se a Figura 2.5 onde se apresenta a evolução anual da precipitação.

A precipitação total anual atingiu neste período uma média que variou entre 548,06 mm, para S. Manços, e 647,47 mm, para Portel, ocorrendo a maior queda pluviométrica nos meses de Inverno, como aliás é natural nas regiões de influência mediterrânica.

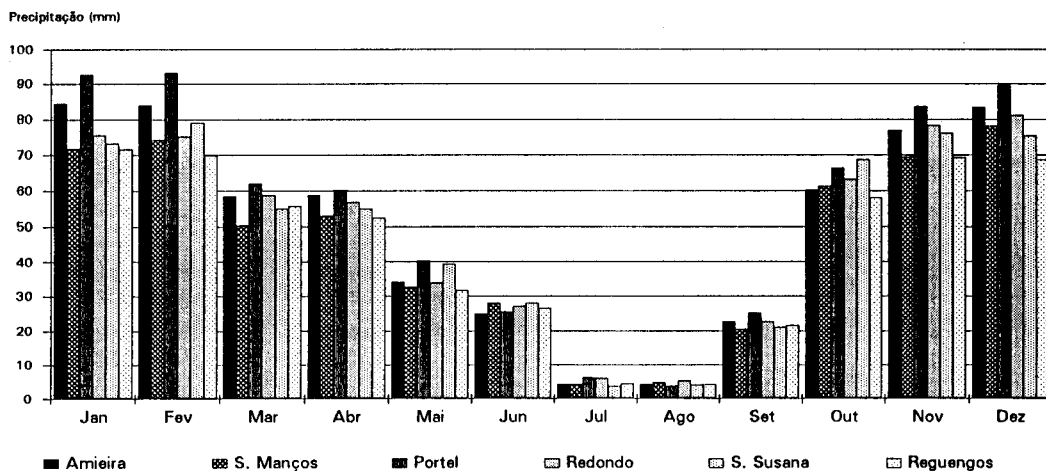


FIGURA 2.5 - Precipitação média mensal para os postos udométricos da bacia hidrográfica do rio Degebe entre 1961 e 1990

Comparando com os valores de precipitação obtidos nas estações meteorológicas de Évora e Amareleja (I.N.M.G.), para o mesmo período de observação (Figura 2.6), verificou-se que a distribuição da precipitação ao longo do ano para os seis postos udométricos é semelhante à verificada nas duas estações meteorológicas. Em termos de quantidade de precipitação é em Portel e Évora (647,47 mm e 624,80 mm, respectivamente), áreas de influência Ibero-Mediterrânica x Sub-Mediterrânica (CARTA ECOLÓGICA DE PORTUGAL-1:100.000), que se registam os valores mais elevados, verificando-se a precipitação mais reduzida na Amareleja (517,30 mm), área de influência Ibero-Mediterrânica.

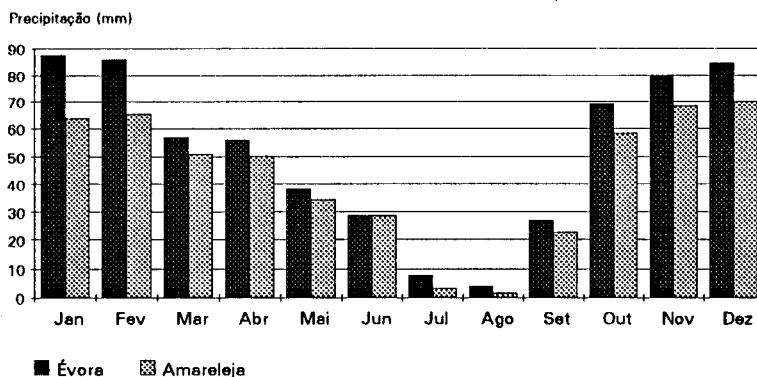


FIGURA 2.6 - Precipitação média mensal para as estações meteorológicas de Évora e de Amareleja entre 1961 e 1990

As precipitações médias mensais (Figuras 2.5 e 2.6) indicam grande irregularidade, na distribuição ao longo do ano. A chuva concentra-se no período de Outubro a Abril; os meses de Junho, Julho, Agosto e Setembro são secos (precipitação inferior a 30 mm); Maio é de transição.

Com o objectivo de se poder avaliar a evolução anual da precipitação ao longo dos dois anos em que se realizou o trabalho de campo, relativamente à quantidade de precipitação, construíram-se as curvas de decis para a estação meteorológica de Évora e para o posto udométrico da Amieira (Figuras 2.7 e 2.8). Estas curvas resultam da aplicação de diferentes níveis de probabilidade acumulada, permitindo-nos constatar se determinado

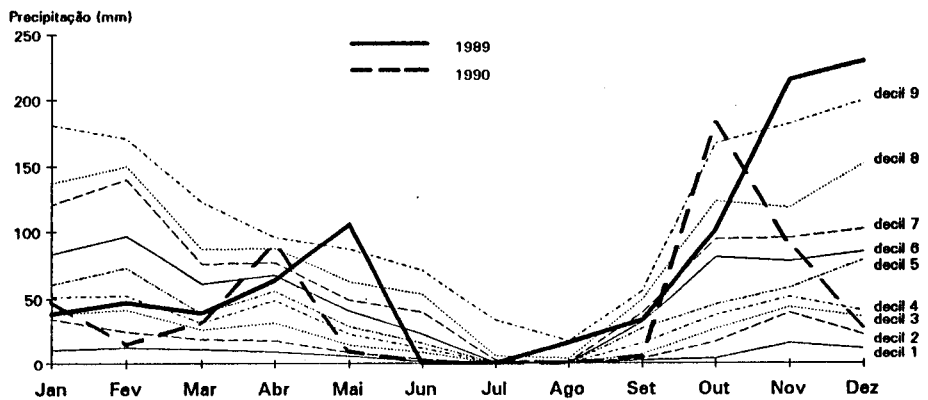


FIGURA 2.7 - Curvas de decis para os valores de precipitação registados na estação meteorológica de Évora entre 1961 e 1990, e evolução anual da precipitação em 1989 e 1990

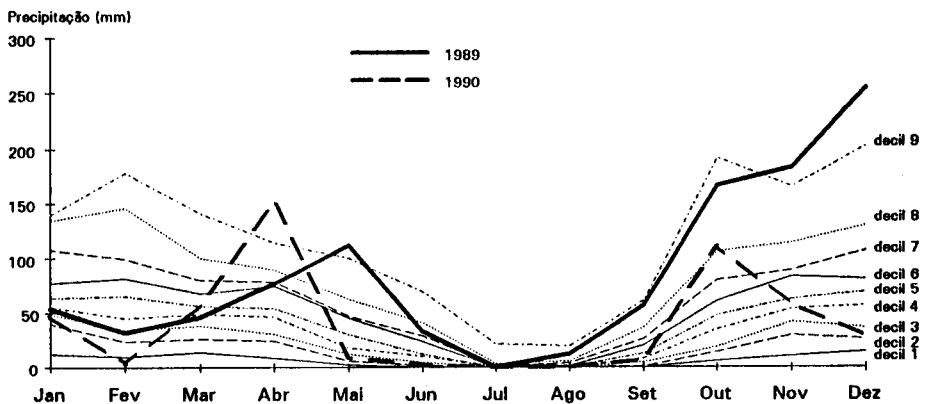


FIGURA 2.8 - Curvas de decis para os valores de precipitação registados no posto udométrico da Amieira entre 1961 e 1990, e evolução anual da precipitação em 1989 e 1990

valor se encontra abaixo ou acima de um limite estabelecido. Com efeito, o primeiro decil será aquele que não é excedido pelos mais baixos 10% dos valores observados e, obviamente, o quinto decil corresponde à mediana da amostra.

O valor do decil foi calculado para cada mês, pela aplicação da seguinte equação a uma amostra, com pelo menos 30 anos, ordenada por ordem crescente:

$$F(m) = \frac{m}{N + 1}$$

$F(m)$ - probabilidade empírica (10-90%);

m - decil;

N - tamanho da amostra (n° de anos).

Utilizando a classificação de GIBBS & MANIER (1967 *in* BETTENCOURT, 1978) relativamente à quantidade de precipitação, baseada, através dos intervalos inter-decis, na probabilidade de ocorrência dos valores observados, elaborou-se o Quadro 2.2.

QUADRO 2.2 - Classificação dos anos de 1989 e 1990 relativamente à quantidade de precipitação em Évora e na Amieira

	1989		1990	
	Évora	Amieira	Évora	Amieira
JANEIRO	normal	normal	normal	seco
FEVEREIRO	normal	seco	muito seco	extrem. ^{te} seco
MARÇO	normal	normal	normal	normal
ABRIL	normal	normal	muito chuvoso	extrem. ^{te} chuvoso
MAIO	extrem. ^{te} chuvoso	extrem. ^{te} chuvoso	seco	seco
JUNHO	extrem. ^{te} seco	chuvoso	extrem. ^{te} seco	seco
JULHO	normal	normal	normal	normal
AGOSTO	muito chuvoso	muito chuvoso	normal	normal
SETEMBRO	normal	muito chuvoso	seco	normal
OUTUBRO	chuvoso	muito chuvoso	extrem. ^{te} chuvoso	muito chuvoso
NOVEMBRO	extrem. ^{te} chuvoso	extrem. ^{te} chuvoso	normal	normal
DEZEMBRO	extrem. ^{te} chuvoso	extrem. ^{te} chuvoso	seco	seco

Da observação do Quadro 2.2 e das Figuras 2.7 e 2.8, constata-se que Novembro e Dezembro de 1989 foram meses extremamente chuvosos com valores superiores ao 9º decil e que contribuíram significativamente para a precipitação total registada nesse ano. Novembro contribuiu com 24,0% e 17,9% de precipitação, respectivamente, para Évora e Amieira, e Dezembro com 25,8% para Évora e 24,8% para a Amieira.

Em Évora, 1989 foi o ano que registou a segunda maior queda pluviométrica nos últimos trinta anos (1961-1990). Na Amieira, 1989 representa o ano com a maior queda pluviométrica para o mesmo período. Estas precipitações (888,2 mm em Évora e 1024,9 mm na Amieira) são 1,4 e 1,7 vezes superiores à determinada para o "ano médio".

Comparando as precipitações registadas em 1989 e 1990 (Figuras 2.7 e 2.8 e Quadro 2.2) verifica-se, para o mesmo mês, uma grande irregularidade na distribuição mensal da chuva (por exemplo no mês de Dezembro as diferenças ultrapassam os 200 mm), o que significa que um mês considerado extremamente chuvoso, pode noutro ano apresentar precipitações reduzidas. A única regularidade observada é a seca estival.

2.2.2 Temperatura

No que se refere à temperatura do ar, para um período de 30 anos, apenas dispomos dos dados referentes às estações meteorológicas de Évora e de Amareleja (I.N.M.G.). Apresentam-se, no entanto, os únicos valores de temperatura do ar registados na Amieira (D.G.R.N. entre 1980 e 1989). É evidente que estes valores, por si só, não nos permitem uma caracterização, servindo no entanto como valores de referência para a região.

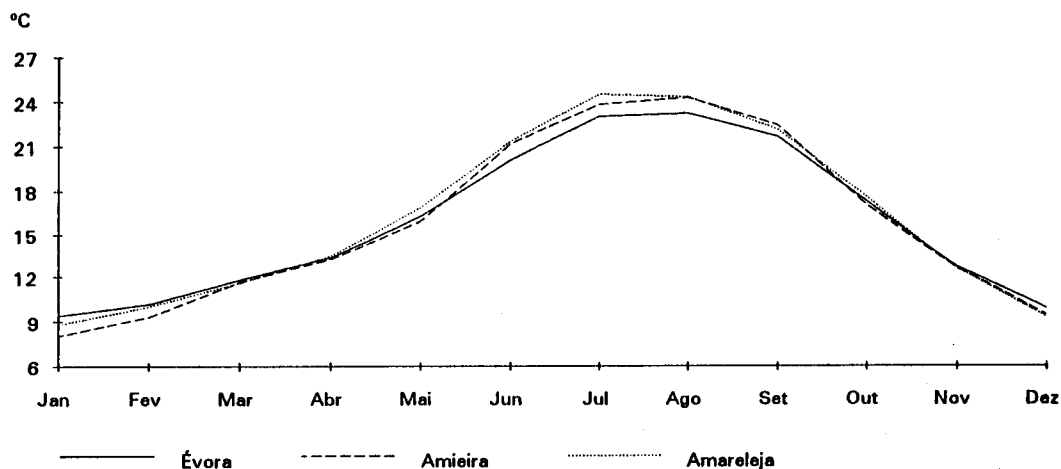


FIGURA 2.9 - Temperatura média mensal para as estações meteorológicas de Évora e de Amareleja entre 1961 e 1990, e para o posto udométrico da Amieira entre 1980 e 1989

Pela análise da Figura 2.9 verifica-se que as temperaturas médias mensais mais elevadas ocorrem nos meses de Julho e Agosto e as mais baixas em Janeiro. A amplitude térmica anual atinge um valor de 13,8° C em Évora, 16,3° C na Amieira e 15,7° C na Amareleja. Nos meses de Verão, a amplitude térmica média mensal é superior à dos meses de Inverno, como se pode verificar pela análise do Quadro 2.3.

QUADRO 2.3 - Amplitude térmica para os meses de Verão e de Inverno (° C)

	Junho	Julho	Agosto	Dezembro	Janeiro	Fevereiro
ÉVORA	12,2	14,0	13,9	6,5	6,7	7,0
AMIEIRA	16,6	18,1	18,4	11,1	12,3	11,9
AMARELEJA	16,0	18,3	18,5	10,0	10,5	10,3

Comparando os valores de temperatura nas três estações meteorológicas, verificam-se maiores amplitudes térmicas na Amicira e na Amareleja, com temperaturas mais elevadas no Verão e mais baixas no Inverno.

De um modo geral, as diferenças de temperaturas médias mensais entre o considerado "ano médio" e os anos de 1989 e 1990 para as estações meteorológicas de Évora e de Amareleja são bastante pequenas em valor absoluto e apresentam a mesma variação anual (temperaturas mais elevadas em Julho e Agosto e mais baixas em Janeiro).

2.2.3 Determinação do período seco

A extensão do período seco foi determinada pelo método de GAUSSEN através do seu diagrama termo-pluviométrico. Consideram-se como secos, os meses em que se verifica $P < 2T$, sendo:

- P - precipitação mensal total (mm);
- T - temperatura média mensal (° C).

Os diagramas elaborados para as duas estações com mais de 30 anos de registos, Évora e Amareleja, apresentam-se bastante semelhantes, apontando para um período seco de 4 meses, de Junho a Setembro (Figura 2.10).

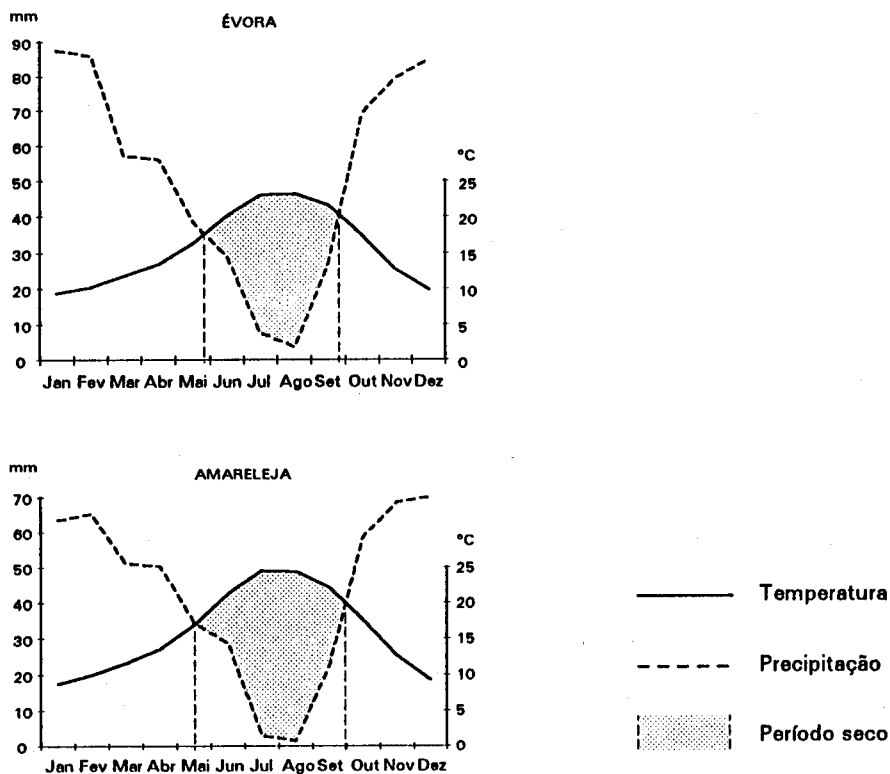


FIGURA 2.10 - Determinação do período seco para as estações meteorológicas de Évora e de Amareleja

2.2.4 Insolação e evaporação

Apenas dispomos dos dados de insolação referentes à estação meteorológica de Évora (I.N.M.G.). Reportamo-nos, no entanto, aos dados de VEIGA DA CUNHA *et al.* (1980) para caracterizar a zona sudoeste da bacia hidrográfica do rio Degebe.

Para a estação meteorológica de Évora, a insolação anual média, durante o período compreendido entre 1961 e 1990, foi de 2763,2 horas de sol (Quadro 2.4). Naturalmente, os valores mais elevados verificam-se no período mais quente do ano.

QUADRO 2.4 - Insolação total para a estação meteorológica de Évora (1961-1990). Médias mensais e total médio anual.

	Horas
JANEIRO	148,0
FEVEREIRO	147,6
MARÇO	203,7
ABRIL	220,2
MAIO	285,3
JUNHO	301,4
JULHO	362,6
AGOSTO	346,0
SETEMBRO	251,0
OUTUBRO	204,1
NOVEMBRO	157,6
DEZEMBRO	143,7
TOTAL	2763,2

Para a zona sudoeste da bacia, estes valores podem ainda ser superiores, como se verifica através do Quadro 2.5. A insolação anual média mostra-se superior a 3000 horas de sol e a radiação solar anual média varia entre 155 e 160 Kcal/cm².

QUADRO 2.5 - Características climáticas da bacia hidrográfica do rio Degebe

	Temperatura anual média (°C)	Insolação anual média (horas de sol)	Radiação solar anual média (Kcal/cm ²)	Precipitação anual média (mm)
Zona NO (montante da Alb.ª Monte Novo)	14-16	2800-3000	150-155	500-1000
Zona SE (jusante da Alb.ª Monte Novo)	>16	>3000	155-160	500-1000

Fonte: Veiga da Cunha *et al.* (1980)

No Quadro 2.6 pode-se observar a evolução anual da evaporação registada nas estações meteorológicas de Évora e da Amareleja (I.N.M.G.). De facto ela é muito semelhante à verificada para a insolação, com os valores mais elevados nos meses de Verão e os valores mais reduzidos nos meses de Inverno.

QUADRO 2.6 - Evaporação (mm) para as estações meteorológicas de Évora e de Amareleja (1961-1990). Médias mensais e total médio anual.

	Évora	Amarleja
JANEIRO	65,2	53,3
FEBREIRO	73,3	64,6
MARÇO	116,1	99,6
ABRIL	133,7	121,7
MAIO	187,5	181,8
JUNHO	220,9	228,2
JULHO	295,5	315,4
AGOSTO	302,8	312,7
SETEMBRO	225,6	221,1
OUTUBRO	144,7	147,9
NOVEMBRO	86,9	78,2
DEZEMBRO	65,7	53,8
TOTAL	1917,9	1878,3

2.2.5 Classificação climática

Uma análise dos elementos meteorológicos e as classificações propostas por KÖPPEN e THORNTHWAITE, permitem, em linhas gerais, dar uma ideia do clima da região.

Segundo a classificação de KÖPPEN, o clima engloba-se na forma climática Csa, correspondendo a um regime temperado com Verão seco e chuva abundante no Inverno, em que:

- C - Clima mesotérmico (ou temperado) húmido: temperatura média do mês mais frio do ano entre 0° C e 18° C;
- s - Estação seca no Verão. A quantidade de precipitação no mês mais seco do semestre quente é inferior a um terço do mês mais chuvoso do semestre frio, e inferior a 40 mm;
- a - Verão quente; temperatura média do mês mais quente do ano superior a 22° C.

O método de classificação de THORNTHWAITE baseia-se na determinação da evapotranspiração potencial anual, nos índices hídrico, de humidade e de aridez, e na

concentração estival de eficiência térmica. O resultado destes cálculos efectuados para as estações meteorológicas de Évora e de Amareleja apresentam-se no Quadro 2.7.

QUADRO 2.7 - Índices inerentes ao método de classificação climática de Thornthwaite

	Índice hídrico (%)	Eficiência térmica (mm)	Índice de humidade (%)	Índice de aridez (%)	Concentração estival de eficiência térmica (%)
Évora	-4,98	803	20,42	42,34	0,46
Amareleja	-17,80	803	11,06	48,12	0,48

Segundo este método, o clima para a região de Évora caracteriza-se como C₁, B'₂, s₂, a' e para a zona da Amareleja como C₁, B'₂, s, a', ou seja:

C₁- sub-húmido seco;

B'₂- mesotérmico;

s - moderado excesso de água no Inverno;

s₂ - grande excesso de água no Inverno;

a' - pequena concentração de eficiência térmica na estação quente.

Pela carta ecológica de Portugal (PINA MANIQUE E ALBUQUERQUE, 1954), a região de Évora e de Portel pode ser incluída na zona ecológica IM x SM (Ibero-Mediterrânica x Sub-Mediterrânica), tratando-se por isso de uma região de condomínio do sobreiro (*Quercus suber* L.) e da azinheira (*Quercus rotundifolia* Lam.), já praticamente no limite da distribuição do sobreiro no interior do Alentejo.

Amareleja e, praticamente, toda a bacia hidrográfica do rio Degebe, são abrangidas pela zona ecológica IM (Ibero-Mediterrânica) caracterizada autofiticamente pelo zambujeiro (*Olea europaea* var. *sylvestris* Brot.) e pela azinheira (*Quercus rotundifolia* Lam.).

2.3 Caracterização fisiográfica

2.3.1 Geomorfologia

A bacia hidrográfica do rio Degebe estende-se na Zona de Ossa Morena, constituída fundamentalmente por granitos de duas micas e rochas xisto-grauváquicas.

É predominantemente uma zona de peneplanície, embora inclua alguns relevos com declive elevado. Com estas características destacam-se a Serra de Ossa e a Serra de Portel.

Grande parte da bacia hidrográfica desenvolve-se a cotas compreendidas entre os 200 e 400 m, atingindo-se valores inferiores a 200 m na aproximação ao vale do Degebe. No seu troço intermédio, o rio corre por vales mais ou menos encaixados, devido ao abaixamento

do nível de base durante o Quaternário (BARROS & CARVALHOSA, 1967), e onde os desníveis entre os cumos mais altos da peneplanície e o fundo do vale ultrapassa os 40 m (MARTINS, *in prep.*). Para jusante, o rio Degebe encaixa-se profundamente num vale que se desenvolve a jusante da depressão do Furadouro -fosso tectónico de Monte do Trigo- (Figura 2.11).

2.3.2 Declives dominantes

Porque os declives influenciam os "inputs" de materiais numa bacia hidrográfica, elaborou-se uma carta simplificada com os declives dominantes para a bacia hidrográfica do rio Degebe (Figura 2.11), que será utilizada na determinação de classes de risco de erosão do solo.

Como bases desenhadas para a elaboração da carta simplificada de declives dominantes foram utilizadas as cartas: CARTA DE SOLOS DE PORTUGAL esc. 1:1000000 (S.R.O.A., 1971), CARTA DE PORTUGAL esc. 1:500000 (I.G.C., 1974), CARTA GEOMORFOLÓGICA DE PORTUGAL esc. 1:500000 (Centro de Estudos Geográficos, 1980) e DEFINIÇÃO E CARACTERIZAÇÃO DE UNIDADES BIOFÍSICAS NA ZONA A SUL DO TEJO esc. 1:500000 (DEP. PLANEAMENTO BIOFÍSICO E PAISAGÍSTICO, U.E., 1980).

As classes de declive permitem classificar as bacias hidrográficas quanto à forma do terreno e susceptibilidade à erosão (CLAVER FARIAS, 1984). Quanto mais declivosas são as encostas maior é o escoamento superficial, mais material será desagregado e arrastado na erosão hídrica e menor a infiltração e a evaporação. Esta influência na erodibilidade está relacionada com a velocidade de escoamento superficial e também com as características geológicas e de uso do solo nas encostas.

Analisando as características dos declives, a bacia hidrográfica do rio Degebe pode ser dividida em três grandes áreas que definem três classes de declives:

- Áreas planas ou levemente inclinadas: predominam os declives inferiores a 15%. As condições de relevo indicam susceptibilidade variável à erosão consoante as características da área. Até 5% de declive o relevo apresenta fraca velocidade de escoamento superficial, sendo provável a ocorrência de elevada infiltração e evaporação da água precipitada. Com declives superiores, a susceptibilidade à erosão aumenta;
- Áreas moderadamente inclinadas: os declives dominantes situam-se, entre 15 e 25%. As características do relevo, nesta área, apresentam susceptibilidade à erosão e grande probabilidade de arrastamento de materiais nas encostas e ao longo dos cursos de água;
- Áreas fortemente inclinadas: os declives dominantes são superiores a 25%. Ocupa a parte sul da Serra de Ossa, que está incluída, a norte, na bacia hidrográfica do rio Degebe e a Serra de Portel localizada a sul. Com estas características o relevo é muito susceptível à erosão (MARSH, 1978 *in* CLAVER FARIA, 1984). No seu troço inferior, o rio Degebe escoar em vale encaixado entre inclinadíssimas encostas (Figura 2.11).

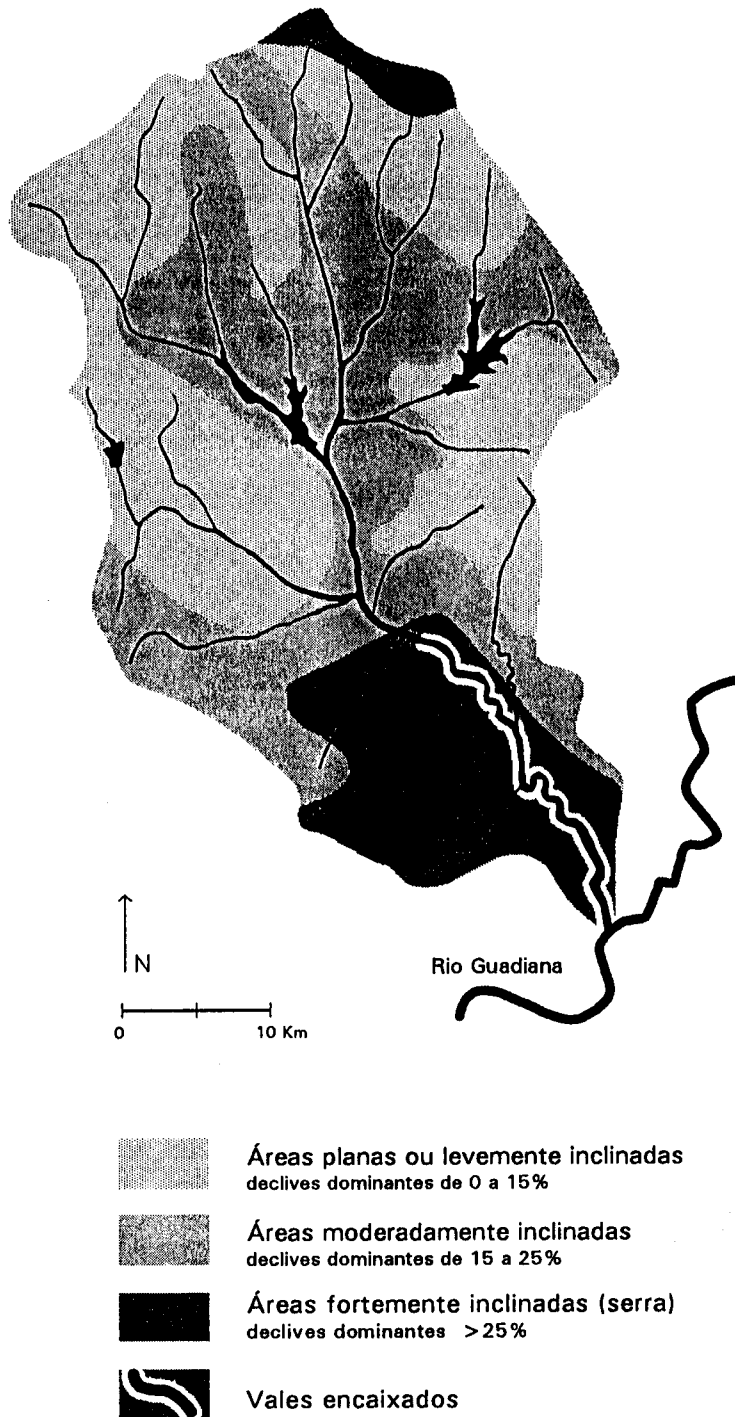


FIGURA 2.11 - Declives dominantes na bacia hidrográfica do rio Degebe

2.3.3 Geologia

O estudo geológico efectuado incidiu sobre a caracterização geral das principais formações da Zona de Ossa Morena que ocupam a bacia hidrográfica do rio Degebe.

Elaborou-se um esboço geológico da bacia hidrográfica do rio Degebe (Figura 2.12), com base na CARTA GEOLÓGICA DE PORTUGAL esc. 1:500.000 (D.G.M.S.G., 1972).

A análise cartográfica sugere uma divisão da bacia hidrográfica em três grupos geológicos com características distintas:

-Soco hercínico cristalino, fissurado, de permeabilidade muito reduzida, constituído por metassedimentos e rochas vulcano-sedimentares metamorizadas: xistos argilosos, grauvaques, quartzitos, metavulcanitos, gnaisses e micaxistos;

-Rochas intrusivas fissuradas, hercínicas, com predominância de granitos, quartzodioritos e com permeabilidade reduzida;

-Depósitos de cobertura predominantemente detríticos.

A mancha geológica mais representada na bacia hidrográfica do rio Degebe é constituída por rochas metamórficas com carácter xistento. De permeabilidade muito reduzida, derivam de sedimentos e de vulcanitos do Paleozoico Inferior (Câmbrico-Silúrico). Dentro desta mancha distingue-se uma sub-unidade de metavulcanitos extrusivos que se estende em faixa e ocupa uma parte sul da bacia.

Os maciços graníticos são contemporâneas da orogénese hercínica, que se manifestou desde o Devónico médio até finais do Carbónico. O magmatismo que acompanhou essa orogénese deu origem a rochas granitóides, de permeabilidade reduzida, das quais se salientam os granitos de Évora (alcalinos de duas micas), os quartzodioritos (com diferenciações gabróicas e dioríticas) e os pórfiros quartzíferos.

Os depósitos de cobertura predominantemente detríticos correspondem a depósitos terciários e quaternários com características continentais. São geralmente calhaus rolados, cascalheiras, areias, depósitos argilosos e areno-argilosos de planalto, com permeabilidade variável.

No final da orogénese hercínica, a Zona de Ossa Morena sofreu deformações frágeis desenvolvendo-se intensa fracturação. Uma das mais extensas e importantes é a falha de desligamento esquerdo da Messejana que corta a bacia hidrográfica do rio Degebe com orientação NE-SW, pouco a norte de Portel. Na bacia hidrográfica do rio Degebe esta falha apresenta componente de abatimento do bloco Norte, proporcionando a formação de uma área deprimida onde se depositou um terraço fluvial-fosso de Monte do Trigo-(Fig. 2.12).

2.3.4 Hidrografia

Variabilidade de caudais e escoamento

Da variabilidade sazonal e da variabilidade inter-anual das precipitações resulta uma variabilidade do caudal e do escoamento ainda mais agravadas.

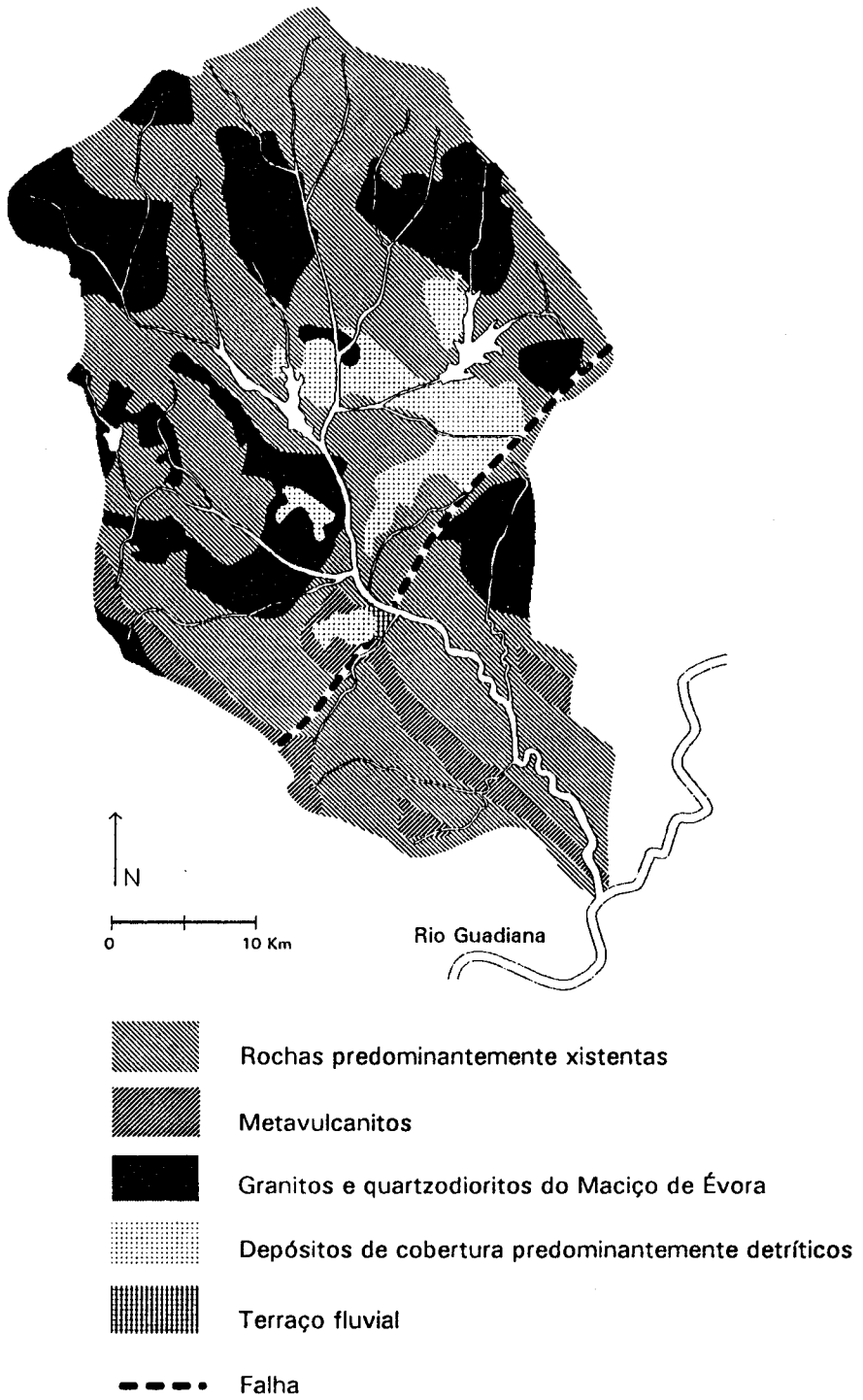


FIGURA 2.12 - Esboço geológico da bacia hidrográfica do rio Degebe

No Quadro 2.8 apresentam-se as evoluções médias anuais do escoamento e do caudal para a estação da Amieira (única estação hidrológica da D.G.R.N. na bacia hidrográfica do rio Degebe), no "ano médio hidrológico" (apenas escoamento) e nos anos hidrológicos de 1988/89 e 1989/90.

Quadro 2.8 - Escoamento médio mensal para a estação hidrológica da Amieira num período de 35 anos e para os anos hidrológicos de 1988/89 e 1989/90; e caudal médio mensal para a estação hidrológica da Amieira nos anos de 1988/89 e de 1989/90

	Escoamento (10^6 m ³)			Caudal (m ³ /s)	
	1955/90	1988/89	1989/90	1988/89	1989/90
OUTUBRO	2,39	0,04	10,03	0,01	3,74
NOVEMBRO	15,12	1,36	221,10	0,52	85,30
DEZEMBRO	39,90	1,26	357,49	0,47	133,47
JANEIRO	55,96	1,53	30,74	0,57	11,47
FEVEREIRO	48,87	1,33	10,14	0,55	4,19
MARÇO	48,29	1,36	10,14	0,50	3,78
ABRIL	12,05	11,98	15,75	4,62	6,08
MAIO	2,73	7,44	3,22	2,77	1,20
JUNHO	1,50	3,15	0,35	1,21	0,13
JULHO	0,24	0,12	0,06	0,04	0,02
AGOSTO	0,01	0,00	0,00	0,00	0,00
SETEMBRO	0,14	0,08	0,00	0,03	0,00

Da observação do Quadro poderemos concluir que o escoamento e o caudal, tal como a precipitação (Figuras 2.5 e 2.6), apresentam ao longo do ano uma distribuição que se mantém com as mesmas características de ano para ano. Um semestre húmido de Novembro a Abril/Maio e um semestre seco de Maio/Junho a Outubro. Como consequência desta variabilidade sazonal, o rio apresenta uma grande variação de caudal, registando-se enxurradas em períodos de grande precipitação (Novembro e Dezembro de 1989) e interrupção de caudal durante o Verão.

Comparando os valores de escoamento e caudal em 1988/89 e 1989/90 verifica-se, para o mesmo mês, uma grande irregularidade, reflexo da variabilidade inter-anual da precipitação.

Analisando o Quadro 2.9, verifica-se um escoamento muito elevado em 1989/90, 2,9 vezes superior ao do "ano médio". Tão grande diferença é devida à precipitação caída nos meses de Novembro e Dezembro de 1989 (166,0 mm e 183,0 mm), que provocou um escoamento de $221,10 \times 10^6$ m³ e $357,49 \times 10^6$ m³, respectivamente para os dois meses.

Pelo contrário, o escoamento referente ao hidrológico de 1988/89 representa apenas 14% do ocorrido em "ano médio". Estas diferenças entre dois anos consecutivos e em relação ao "ano médio" levam-nos a constatar a existência de uma grande irregularidade nos escoamentos anuais, os quais variam de uns anos para os outros entre valores muito afastados. É de registar que em Dezembro de 1989 o caudal máximo instantâneo foi de

2182,25 m³/s (16 de Dezembro), tendo atingindo uma altura de água de 8,84 m. Estes valores, assim como o do escoamento médio anual (referido ao período hidrológico de 1989/90), constituíram os valores máximos para o período de 35 anos definido entre 1955/1990 (Quadro 2.10).

QUADRO 2.9 - Parâmetros hidrológicos calculados para a estação hidrológica da Amieira num período de 35 anos (1955/56 - 1989/90) e nos anos de 1988/89 e 1989/90

Anos	E (10 ⁶ m ³)	h (mm)	H (mm)	C	D (mm)
1955/90	227,22	156,27	591,5	0,26	435,23
1988/89	29,65	20,39	577,8	0,04	557,41
1989/90	659,07	453,28	879,9	0,52	426,62

E - Escoamento

h - Escoamento expresso em altura de água uniformemente distribuída sobre a área da bacia

H - Precipitação

C - Coeficiente de escoamento (h/H)

D - Défice de escoamento (H-h)

QUADRO 2.10 - Escoamentos máximo e mínimo, ano de ocorrência e sua relação para um período de 35 anos (1955/90) registados na estação hidrológica da Amieira

Área	Escoamento máximo	Escoamento mínimo	Relação (Esc. máx./Esc. mín.)
1454 Km ²	659,07 x 10 ⁶ m ³ (1989/90)	2,66 x 10 ⁶ m ³ (1982/83)	247,8

A relação entre os valores máximo e mínimo de escoamento para o mesmo período é de 247,8, relação extremamente elevado e que torna a evidenciar a grande irregularidade inter-anual existente no rio Degebe.

Com o objectivo de se analisar a distribuição espacial do escoamento para a bacia hidrográfica do rio Degebe, observaram-se as cartas de isolinhas referentes ao escoamento anual médio e ao coeficiente de variação do escoamento anual (VEIGA DA CUNHA *et al.*, 1980). Praticamente toda a bacia apresenta um escoamento entre os 100 e 200 mm, exceptuando-se uma pequena área sudoeste, para a qual o escoamento é inferior a 100 mm. O coeficiente de variação do escoamento anual é muito elevado, situando-se entre 0,70 e 0,90 no curso superior do rio e é superior a 0,90 no troço inferior. Tal facto vem realçar, mais uma vez, a grande variabilidade sazonal do escoamento que a ocorrência de longos períodos secos durante o Verão implica.

Tributários

A bacia hidrográfica do rio Degebe apresenta, de um modo geral, uma densidade de drenagem bastante elevada.

Os principais afluentes do rio Degebe são: a ribeira da Pardiela, a ribeira do Freixo, a ribeira de Vale de Vasco e a ribeira da Caridade na margem esquerda; a ribeira da Azambuja, a ribeira da Pecena e a ribeira da Amieira na margem direita (Figura 2.13). É no troço intermédio do rio Degebe, a jusante da albufeira do Monte Novo e antes da Serra de Portel, que os tributários assumem maior importância, devido ao seu maior caudal. Destaca-se a ribeira da Pardiela onde, num dos seus afluentes (ribeira de Vale de Vasco), foi construída a barragem da Vigia. No troço inferior do rio Degebe, os tributários são pequenas ribeiras temporárias e pedregosas, cujos cursos sinuosos apenas são assinalados durante o Verão pela presença de *Nerium oleander* L..

Com base nos tributários, foi determinado o número de ordem do rio Degebe e seus afluentes (STRAHLER, 1957), utilizando-se para tal cartas topográficas na escala 1:50000.

Na zona de cabeceira o rio é de ordem 1 e de ordem 2, passando a ordem 3 no início da albufeira. Na confluência da ribeira de Vale de Vasco com a ribeira da Pardiela, esta passa a ordem 4, adquirindo, consecutivamente, o rio Degebe a mesma ordem na afluência daquela ribeira (Figura 2.13). A ordem 4 no rio mantém-se até à sua desembocadura no Guadiana.

No rio Degebe, as características dos troços de ordem 1, 2, 3 e 4 relativamente a descritores, tais como o declive e outras características do meio (Capítulo 5), não correspondem às definidas por VANNOTE *et al.* (1980) no modelo teórico do contínuo lótico para troços de rio com o mesmo número de ordem. Segundo este modelo, em rios de ordem 1 a 3, o declive acentuado proporciona velocidades de corrente elevadas, responsáveis por um substrato de erosão pouco propício ao desenvolvimento de produtores primários. Nos rios de ordem 4 a 6, o declive menos acentuado, as velocidades de corrente menos elevadas e uma menor heterogeneidade do substrato, são responsáveis por uma grande abundância de produtores primários.

No rio Degebe e referindo apenas o declive, verifica-se um fenómeno inverso. O rio nasce numa área plana, atravessando o seu curso inferior vales encaixados com encostas muito alcantiladas. Facto idêntico é evidenciado por WILEY *et al.* (1990) em bacias hidrográficas de rios de planície nos E.U.A.. Estas constatações podem levar desde logo a concluir que o modelo não se aplica ao sistema em estudo. No entanto, devido à heterogeneidade dos sistemas, já anteriormente demonstrada, os mesmos autores (MINSHALL *et al.*, 1985a) sugerem alterações ao modelo, no que respeita ao número de ordem, de modo a que aquele se possa aplicar a regiões com características (associadas ao clima, geologia, litologia,...) diferentes das que serviram de base à teoria, desenvolvida para rios de montanha de pequeno curso.

De facto, BUSCH & FISHER (1981) e CUSHING & WOLF (1982 *in* CUSHING *et al.*, 1983a) demonstraram que as características gerais do meio, associadas ao número de ordem, nem sempre correspondem às originalmente descritas e que a teoria do contínuo lótico teria que ser ajustado a diferentes biomas.

MINSHALL *et al.* (1985a) consideram que, em climas áridos, a ordem 1 de um rio possa corresponder, em termos de características do meio, à ordem 4 do modelo teórico proposto em 1980.

Estes aspectos serão discutidos mais adiante, quando abordarmos a componente biológica do rio. Fiquemos por agora com a ideia de que as características do meio, a que o número de ordem está associado na teoria do contínuo lótico, não se verificam no rio Degebe.

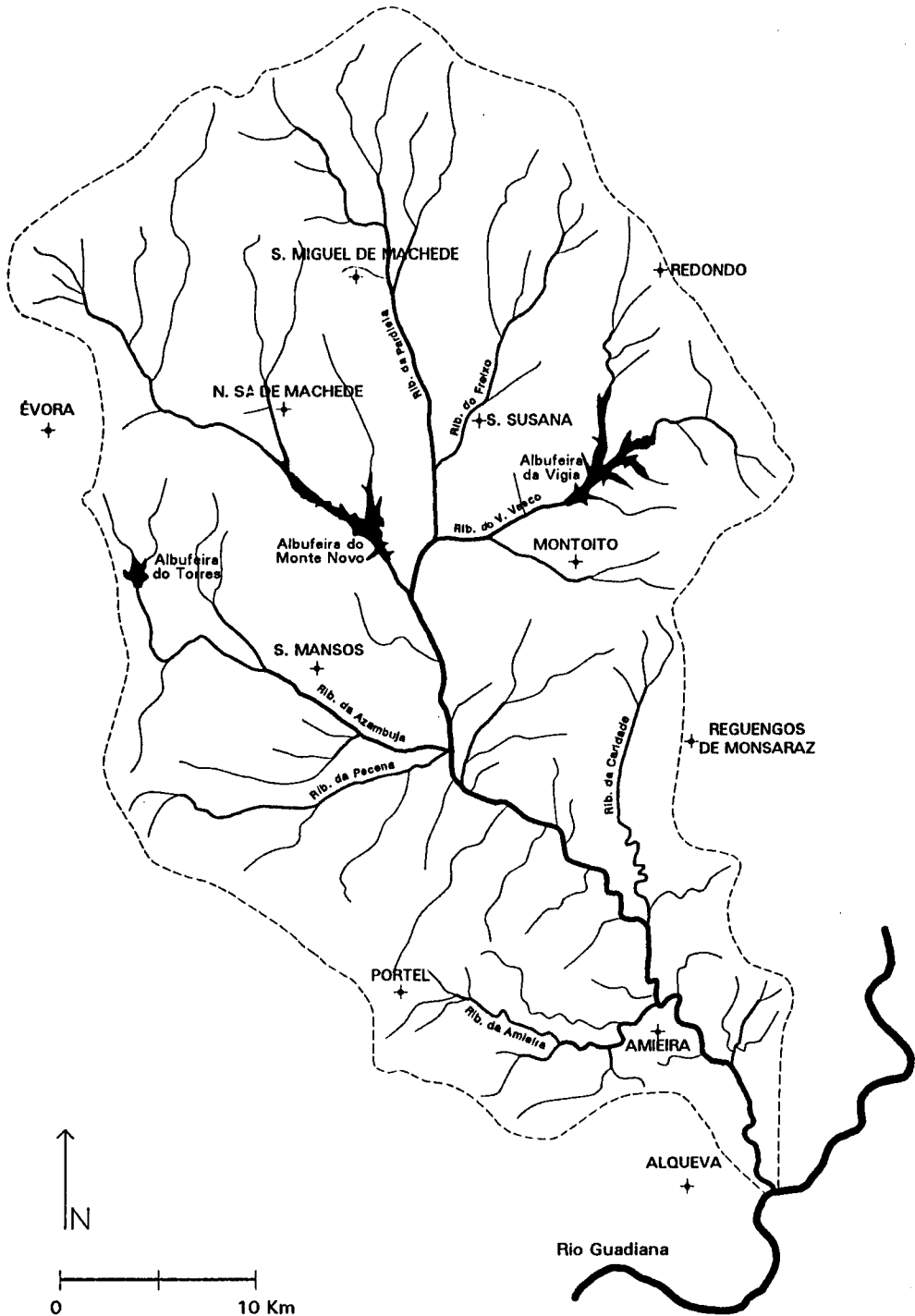


FIGURA 2.13 - Bacia hidrográfica do rio Degebe



Aproveitamentos hidráulicos

Os principais utilizadores de água no Alentejo são, por ordem de importância, a agricultura, o abastecimento público e a indústria (P.I.D.D.E.V., 1990). A fraca densidade industrial, aliada ao facto do abastecimento público ser realizado, principalmente, com base nos recursos subterrâneos (P.I.D.D.E.V., 1990), leva a que a maior parte dos caudais provenientes dos aproveitamentos hidráulicos seja canalizada para a rega. Existe, no entanto, a excepção do aproveitamento hidráulico do Monte Novo (rio Degebe), cujos caudais têm por função o abastecimento à cidade de Évora (RAMOS *et al.*, 1988; P.I.D.D.E.V., 1990).

A maioria das albufeiras existentes na bacia hidrográfica do rio Degebe são de pequeno volume, com barragem normalmente de terra, de uso e propriedade privada e com destino à rega. A mais importante destas, devido ao seu volume e à área de regadio beneficiada, é a "albufeira do Torres".

Na bacia hidrográfica do rio Degebe existem duas das quatro barragens colectivas actualmente existentes na bacia do Guadiana em território português, Vigia e Monte Novo, que causam o apresamento dos caudais nos cursos de água onde estão implantadas.

A barragem da Vigia foi concluída em 1977. Situa-se no concelho do Redondo e foi construída na ribeira de Vale de Vasco, criando uma albufeira com as capacidades total e útil de armazenamento de $17 \times 10^6 \text{ m}^3$ e de $16,06 \times 10^6 \text{ m}^3$, respectivamente, a que corresponde um coeficiente de regularização de 0,22. O nível de pleno armazenamento situa-se à cota de 224 m e o nível de cheia tem a cota a 224,75 m. As superfícies inundadas correspondentes são de 262 ha e 288 ha, respectivamente. A albufeira destina-se à rega de 1200 hectares pertencentes aos concelhos do Redondo e de Évora e ao abastecimento público de uma população estimada em 28000 habitantes pertencentes aos concelhos de Redondo e de Reguengos de Monsaraz (RAMOS *et al.*, 1988). A rede de rega, em conduta subterrânea, tem um desenvolvimento total de 59 Km e é feita por aspersão.

É uma barragem de terra com perfil zonado e com uma altura máxima de 30 m e 300 m de desenvolvimento do coroamento. O descarregador de superfície é de perfil com um comprimento de 22 m, munido de duas comportas de tipo sector com manobra automática. Está dimensionado para um caudal de $250 \text{ m}^3/\text{s}$. O sistema de descarga de fundo/tomada de água é controlado por uma comporta de corrediça accionada por um servo-motor hidráulico. O caudal máximo para que estão dimensionadas é de $31 \text{ m}^3/\text{s}$ para descarregador de fundo e $25 \text{ m}^3/\text{s}$ para tomada de água.

A barragem do Monte Novo situa-se próximo de São Manços, no distrito de Évora, e foi construída no rio Degebe aproximadamente a 32 Km da nascente. É uma barragem de betão, de tipo gravidade, com 30 m de altura e 160 m de comprimento do coroamento. As descargas de água são geralmente efectuadas por descarregador de superfície (duas comportas de tipo sector) situado a cerca de 5 m abaixo da cota do pleno armazenamento. O circuito de descarga de fundo, dimensionado para um caudal máximo de $117 \text{ m}^3/\text{s}$, é constituído por uma conduta blindada localizada sob o descarregador de superfície e com 1 m de diâmetro.

A barragem do Monte Novo poderá vir a dispor de três sistemas de tomada de água (RAMOS *et al.*, 1988):

- Abastecimento de água a Évora;
- Alimentação do condutor geral de rega do bloco de Évora e do Alto Alentejo;

- Articulação com a albufeira da Vigia.

Actualmente está apenas construída a tomada de água para abastecimento público à cidade de Évora, existindo para tal uma estação de tratamento de água.

A albufeira tem um volume total de $15,3 \times 10^6$ m³ e um volume útil de $9,8 \times 10^6$ m³. O nível de pleno armazenamento situa-se à cota de 196 m, a que corresponde uma superfície inundada de 277 ha. O índice de regularização inter-anual é de 0,22, o que garante uma boa qualidade em termos de abastecimento, devido à renovação de água da albufeira (RAMOS *et al.*, 1988).

Durante o período seco, o volume de água decresce aproximadamente 40%, sendo a retenção de água efectuada só após esta época. Por este motivo as descargas de água são pouco frequentes, sendo muitas vezes apenas efectuadas para manutenção do próprio sistema de descarga.

Nos dois anos em que decorreu o trabalho de campo não foram efectuadas descargas de água da albufeira, sendo apenas, esporadicamente e para manutenção, accionado o sistema de descarga.

Sob o ponto de vista ecológico, a albufeira do Monte Novo é meso-eutrófica (BARBOSA, 1987). A eutrofização é atribuída à libertação de nutrientes do solo submerso e à agricultura extensiva com pastoreio, que se pratica nas áreas adjacentes de menor declive (BARBOSA, 1987).

A albufeira está sujeita a estratificação térmica durante o Verão. A termoclina varia de profundidade estando em Junho entre 5 e 5,5 m e em Agosto e Setembro entre 7 e 8 m de profundidade (BARBOSA, 1987). Ainda, segundo o mesmo autor, durante o Verão regista-se depleção hipolimnética de oxigénio.

2.4 Utilização do solo

O uso do solo da bacia hidrográfica do rio Degebe foi caracterizado em função de três grandes classes: urbana, industrial e agrícola.

Com base no recenseamento efectuado pelo I.N.E. (1991), a estimativa total da população que escoia para o Degebe é de 20551 habitantes.

É nas povoações que existe a maior densidade populacional de toda a bacia. As áreas não impermeabilizadas das povoações estão ocupadas por pequenas quintas com culturas hortícolas, culturas arvenses de sequeiro e culturas arbóreas e arbustivas. Nas áreas impermeabilizadas existem apenas actividades residências, comerciais e, no caso de algumas povoações, industriais.

A actividade industrial da região é diminuta. Destacam-se, no entanto, fábricas de cortumes de pequena dimensão, lagares de azeite, adegas cooperativas (Redondo e Reguengos de Monsaraz) e explorações intensivas de gado estabulado (fundamentalmente na zona de Montoito). Nas indústrias existem geralmente descargas pontuais de resíduos que, de acordo com LOEHR (1974) e WEBSTER *et al.* (1992), constituem as maiores fontes de poluição das águas.

Segundo os dados do P.I.D.D.E.V. (1992), apenas existem estações de tratamento de afluentes domésticos em duas povoações (S.Miguel de Machede e Nossa Senhora de

Machede). As restantes povoações ou escoam para fossas sépticas ou directamente para a linha de água mais próxima.

Com base na CARTA AGRÍCOLA E FLORESTAL DE PORTUGAL. esc. 1:500000 (S.R.O.A., 1969), CARTA DO USO DO TERRITÓRIO esc. 1:100000 (P.I.D.D.E.V., 1990) e no levantamento fotográfico aéreo de Portugal esc. 1:15000 (A.C.E.L., 1990), foi efectuado um esboço da utilização agrícola e florestal do solo para a bacia hidrográfica do rio Degebe (Figura 2.14).

Na abordagem adoptada definiram-se classes, consoante a fertilização geralmente utilizada (principal fonte de poluição agrícola).

CLASSE 1 - Agricultura intensiva: está associada a um grande "input" de nutrientes resultante das elevadas adubações utilizadas (BARBOSA, 1987). Corresponde fundamentalmente a culturas arvenses de regadio. As principais culturas regadas são o milho, as forragens e o girassol. Na bacia hidrográfica do rio Degebe este regime de agricultura tem pouca expressão, desenvolvendo-se sobretudo nas áreas de regadio afectas às albufeiras (Figura 2.14).

CLASSE 2 - Agricultura extensiva: a utilização de fertilizantes é mais reduzida. Inclui áreas de culturas arvenses de sequeiro com rotação de cereais e pastagens, e ocupação arbórea-arbustiva com predominância de oliveis e de vinha. Aproximadamente metade da área da bacia hidrográfica do rio Degebe, correspondendo à faixa central com sentido NW-SE, está ocupada com culturas arvenses de sequeiro. Em alguns anos, no regime de rotação de culturas, as pastagens são dominantes, o que implica ocupação animal do solo. O sistema arbóreo-arbustivo está pouco representado. A vinha corresponde a três áreas distintas pertencentes aos concelhos de Évora, do Redondo e de Reguengos de Monsaraz, e os oliveis estão mais disseminados, assumindo maior representatividade (Figura 2.14).

CLASSE 3 - Área essencialmente florestal: montado de sobre e de azinho, eucaliptal e pinhal. O montado assume grande expressão, sobretudo nas áreas de maiores declives. Ocupa a parte norte da bacia e toda a Serra de Portel, estendendo-se depois no sentido W (Figura 2.14). Nalgumas áreas de menor declive praticam-se culturas arvenses (cerealíferas) sob coberto dos montados, integradas quase sempre em sistemas culturais extensivos ou muito extensivos. Nas áreas de maior declive e de difícil acesso, os matos de *Cistus ladanifer* L. dominam o sob coberto. Os sistemas nitidamente florestais de pinhal e eucaliptal apresentam fraca expressão na bacia, estando muitas vezes associados na mesma mancha, o que torna a sua diferenciação muito difícil em fotografia aérea (único modo de identificar e dimensionar a extensão do sistema). No entanto, as maiores manchas, com áreas significativas na Serra de Portel, correspondem a eucaliptos. Nos últimos anos tem-se assistido a uma intensificação daquela espécie florestal por substituição dos oliveis (MORAIS & PINTO, 1991).

Na bacia hidrográfica do rio Degebe podem-se, portanto, considerar as seguintes fontes de poluição:

- | | |
|---------------------|---|
| Fontes pontuais | - descargas de esgotos;
- descargas industriais;
- despejos de animais estabulados. |
| Fontes não pontuais | - escoamento de áreas residenciais;
- escoamento de áreas agrícolas. |

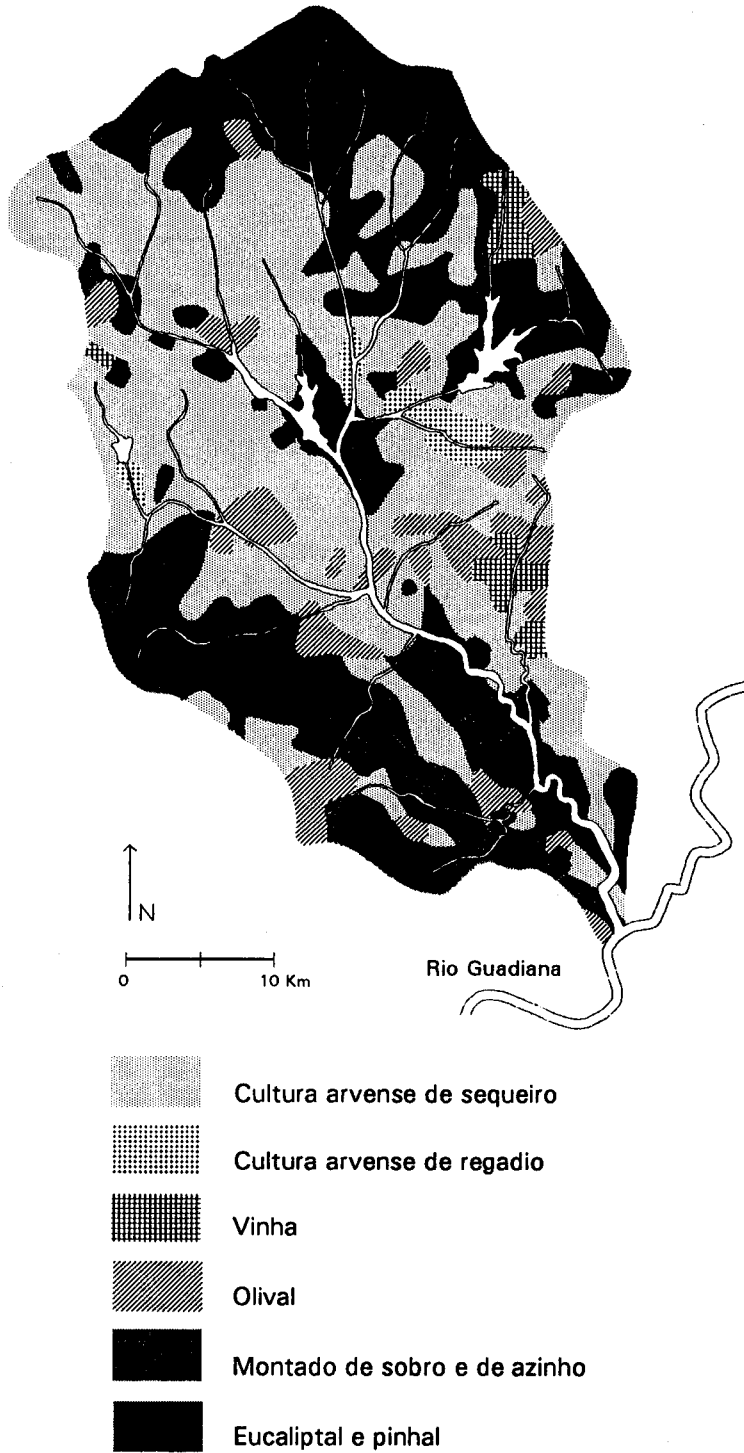


FIGURA 2.14 - Esboço da utilização agrícola e florestal do solo na bacia hidrográfica do rio Degebe

É na zona central da bacia, mais intensamente povoada, que as fontes de poluição podem assumir maior gravidade. Existem muitas quintas com criação de gado e predominância de agricultura intensiva. Não existem esgotos, sendo frequentemente os despejos directos na terra. As áreas de regadio, usualmente muito adubadas, concentram-se também nesta zona. De acordo com a carta PRINCIPAIS FONTES DE POLUIÇÃO - BACIA HIDROGRÁFICA DO DEGEBE (D.H.S., 1990), os principais focos de poluição localizam-se na área de Montoito e referem-se às indústrias de animais estabulados que escoam os seus resíduos para as águas. A jusante, na zona da Serra de Portel, a densidade populacional é diminuta, 4421 habitantes (I.N.E., 1991), devendo-se a poluição, essencialmente, ao escoamento das áreas de agricultura extensiva e a um lagar, existente na Amieira, que em época de laboração (Novembro e Dezembro) escoa directamente para a ribeira da Amieira as "águas russas", perfeitamente visíveis na entrada do afluente no rio Degebe.

3.1 Selecção das estações de amostragem e periodicidade de colheita

No rio Degebe, definiram-se doze estações de amostragem, cujas localizações foram escolhidas com base nos dois critérios seguintes:

- Representatividade suficiente das diferentes zonas tipológicas, nas suas componentes hidrológicas, de substrato, de vegetação aquática e ripícola;
- Possibilidade de avaliação ecológica dos impactes perturbadores com maior significado na região, designadamente a interrupção do caudal em época estival, a regularização do curso de água e a entrada de afluentes.

Interessa, ainda, referir que a localização e a densidade da malha de estações, foram fortemente condicionadas pela dificuldade de acesso, sobretudo a jusante da barragem do Monte Novo.

As distâncias das estações à nascente foram calculadas com base nas cartas topográficas 1:25000, e o respectivo número de ordem, integrado na bacia hidrográfica, (segundo critério de STRAHLER, 1957) foi determinado pela utilização de cartas topográficas na escala 1:50000.

A comunidade de macroinvertebrados foi estudada durante um ano e meio, tendo-se simultaneamente efectuado análises de parâmetros físico-químicos e de produtores primários. Estabeleceram-se sete campanhas de trabalho de campo, tendo sido inicialmente definida uma periodicidade bimestral para um ano. A primeira campanha decorreu no início de Fevereiro de 1989. As campanhas seguintes foram realizadas em Abril, Junho e Agosto. As fortes precipitações que ocorreram em Outubro, Novembro e Dezembro de 1989 provocaram enxurradas importantes que inviabilizaram a realização do trabalho de

campo durante aquele período. Por esse motivo, no ano seguinte foram realizadas campanhas em Janeiro, a seguir à enxurrada, em Maio e Novembro. Pretendeu-se, deste modo, obter para o mesmo ano (1990) dados de Inverno, Primavera e Outono, colmatando-se, assim, a ausência de informação durante o Outono do ano anterior.

Em 1990, seleccionaram-se seis estações entre as doze do ano anterior, onde foram efectuadas medições e colheitas de água para análise de parâmetros físico-químicos e complementado o estudo dos produtores primários. As seis estações de amostragem foram escolhidos por apresentarem entre si características ambientais distintas e também pela relativa facilidade de acesso que proporcionavam.

As colheitas foram realizadas com uma periodicidade compatível à evolução temporal das comunidades de produtores primários. Para as épocas de maior produtividade, definiu-se uma periodicidade mensal que foi seguida nas campanhas de Primavera (Março, Abril e Maio) e Outono (Outubro e Novembro). Durante o Verão assiste-se à interrupção do caudal superficial, razão pela qual se realizaram duas campanhas: uma, em Junho, durante a fase de transição para o período lúctico; e outra no final da estação estival, em Setembro. No Inverno, caracterizado por apresentar temperaturas reduzidas e precipitações elevadas com a consequente menor actividade biológica, apenas foi efectuada uma campanha, em Janeiro de 1991.

3.2 Descritores físico-químicos da água

A caracterização físico-química da água foi efectuada com base nos seguintes descritores: velocidade da corrente; sólidos totais em suspensão e componente orgânica; temperatura; oxigénio dissolvido; pH; condutividade; dureza; azoto total; azoto amoniacal; nitratos; nitritos; fósforo total; fosfatos; e silicatos.

A velocidade da corrente, a temperatura da água, o oxigénio dissolvido, o pH e a condutividade, foram medidos directamente no local, em "fácies" lúctico. Para a determinação dos restantes descritores foram colhidas amostras de água em "fácies" lúctico sem vegetação.

As colheitas foram efectuadas à superfície, recolhidas em frascos de plástico e preservadas consoante o método de análise: por arrefecimento, para a determinação dos sólidos totais em suspensão e da sua componente orgânica, da dureza, do fósforo total, dos fosfatos e dos silicatos; por acidificação com H_2SO_4 (0,8 ml/l), para a determinação do azoto total, do azoto amoniacal e dos nitratos; por diluição de $HgCl_2$ (40 mg/l), para a determinação dos nitritos.

As análises químicas referentes à condutividade, dureza, silicatos e diferentes formas de azoto e de fósforo, foram efectuadas apenas para as seis estações amostradas em 1990.

No Quadro 3.1 apresentam-se os métodos de determinação dos parâmetros físico-químicos, as suas precisões (que, com excepção da velocidade de corrente e da condutividade, são expressas em percentagem do desvio padrão relativo) e referências bibliográficas. Os sólidos totais em suspensão e a sua componente orgânica constituíram os únicos parâmetros efectuadas por nós, em laboratório. Razão pela qual apresentamos uma descrição mais detalhada dos métodos utilizados.

QUADRO 3.1 - Metodologia das análises físico-químicas

Parâmetros	Métodos	Precisão	Referência
Velocidade da corrente	Molinete R.OTT, tipo C2	resolução 2 voltas/100 s	
Oxigénio dissolvido	Oxímetro de membrana polarográfica; COLE-PARMER; modelo 5513-55 Gama de leitura de 0-19 mg/l	1,5 - 2%	
Temperatura	Termistor do oxímetro; COLE-PARMER; modelo 5513-55; Gama de leitura de 0-50°C	1,5%	
pH	Método electroquímico; COLE-PARMER digital; modelo 60648; Compensação automática de temperatura	0,01%	
Condutividade	Conductimetria; condutivímetro YSI Yellow Springs, modelo 33	resolução 0,1 µmhos/cm	
Dureza *	Volumetria de complexão com EDTA		American Public Health Association (1975)
Sólidos totais em suspensão na água	Diferença de peso de filtros Waterman GF/C com 1,2 µm, após secagem em estufa a 60° C		A.P.H.A. (1975)
MOP em suspensão na água	Diferença de peso de filtros Waterman GF/C com 1,2 µm, após permanência em mufla a 450° C		A.P.H.A. (1975)
Azoto total *	Método espectrofotométrico de Kjeldahl	52,1%	A.P.H.A. (1975)
Azoto amoniacal *	Método espectrofotométrico com destilação em meio alcalino, seguido do método de Nessler	21,2%	A.P.H.A. (1975)
Nitratos *	Método espectrofotométrico com ácido fenol-dissulfónico		American Public Health Association (1965)
Nitritos *	Pesquisa de nitritos por comparação visual em tubos de Nessler		A.P.H.A. (1975)
Fósforo total *	Método espectrofotométrico pelo cloreto estanhoso, após digestão com persulfato de amónia	14,9%	A.P.H.A. (1975)
Fosfatos *	Método espectrofotométrico do cloreto estanhoso	14,2%	A.P.H.A. (1975)
Silicatos *	Método espectrofotométrico do molibdato de amónia	8,4%	A.P.H.A. (1975)

*Análises efectuadas pelo Departamento de Química e Bioquímica da Escola Superior Agrária de Beja

Sólidos totais em suspensão e componente orgânica particulada (MOP) - Os sólidos totais em suspensão representam toda a matéria orgânica e inorgânica em suspensão na água (RUTLER 1963 in WEBSTER *et al.*, 1979). A fracção orgânica dos sólidos totais, incluindo partículas vivas e não vivas, é usualmente conhecida por matéria orgânica particulada em suspensão: MOP (CUMMINS *et al.*, 1983).

Os sólidos totais em suspensão e a sua componente orgânica (MOP) foram determinados segundo os métodos descritos pela AMERICAN PUBLIC HEALTH ASSOCIATION (1975).

As amostras foram transportadas para o laboratório e mantidas no frio (4° C) até ao início da filtração. Para remoção dos organismos maiores, tais como detritos vegetais, foram efectuadas filtrações prévias com rede de 1 mm de malha. As amostras de água foram agitadas antes de serem retiradas sub-amostras para filtração, garantindo-se uma distribuição uniforme de todos os sólidos em suspensão.

Utilizaram-se filtros Waterman GF/C de 1,2 μm de poro. Os filtros foram secos em estufa a 60° C durante 24 horas, sobre papel de alumínio, arrefecidos em exsiccador e pesados numa balança analítica de precisão, Sauter GmbH D 7470, de prato suspenso. Em seguida procedeu-se à filtração com bomba de vácuo e secagem dos filtros em estufa a 60° C, durante 24 horas. O volume de água filtrada, coincidente com a quantidade máxima de filtrado sem obstrução do filtro, variou consoante a concentração dos sólidos em suspensão.

Depois da determinação dos sólidos totais em suspensão (por diferença de peso antes e após a filtração e secagem), os filtros foram colocados numa mufla a 450° C, durante aproximadamente 4 horas. Depois de arrefecidos em exsiccador foram novamente pesados em balança analítica de precisão de prato suspenso. A diferença de peso entre os filtros antes e após a permanência na mufla fornece-nos uma estimativa da matéria orgânica particulada em suspensão na água.

3.3 Descritores biológicos

3.3.1 Produtores primários

Fitoplâncton

a) Pigmentos fotossintéticos: clorofila a e feopigmentos

A produtividade fitoplanctónica encontra-se directamente relacionada com a biomassa do plâncton e com a sua taxa específica de crescimento. Admite-se que a concentração de clorofila a constitui uma indicação aproximada da biomassa fitoplanctónica.

No rio Degebe, para a determinação da concentração da clorofila a e dos seus produtos de degradação utilizou-se o método espectrofotométrico de acidificação descrito por LORENZEN (1967).

As amostras de água foram recolhidas à superfície, em frascos de plástico, e conservadas no frio, em obscuridade (aproximadamente 4° C em arca frigorífica) até à chegada ao laboratório, onde se procedeu de imediato à filtração da água.

Foram utilizados filtros Waterman de fibra de vidro com 1,2 μm de poro. A selecção e adequação dos filtros tem sido objecto de controvérsia (LENZ & FRITSCH, 1980; MARKER *et al.*, 1980; NUSCH, 1980; RAI, 1980). Pensamos, no entanto, que a escolha do filtro e respectiva dimensão do poro implica sempre um compromisso entre a eficiência de retenção e a capacidade de filtração (NUSCH, 1980). No rio Degebe, a quantidade de sólidos em suspensão, por vezes muito elevada, condicionou as dimensões do poro adoptado. Verificou-se experimentalmente que com filtros de 0,45 μm de poro, a sua rápida obstrução ocasionava valores baixos de leitura no espectrofotómetro, induzindo a erros nos cálculos das concentrações dos pigmentos. Por outro lado, optou-se por um filtro de fibra de vidro devido à menor turbidez que estes filtros apresentam, depois de centrifugados, em comparação com os filtros tipo membrana (MARKER *et al.*, 1980; MORAIS, 1986).

Os filtros, contendo o resíduo fitoplanctónico, foram congelados até à sua extracção. Pretendeu-se que esta fosse efectuada com a brevidade possível, entre dois a três dias,

devido a contradições encontradas em bibliografia referentes ao tempo de armazenamento e preservação da clorofila (HOLM-HANSEN & RIEMANN, 1978; LENZ & FRITSCHÉ, 1980; TOLSTOY, 1980).

A extracção dos pigmentos foi efectuada na obscuridade a 4° C durante 24 horas. O meio de extracção utilizado foi a acetona a 90%, solvente de grande eficácia em comunidades dominadas por diatomácias (YOUNGMAN, 1978; MARKER *et al.*, 1980; RIEMANN, 1980; TOLSTOY, 1980).

Finalizado o tempo de extracção, as amostras foram centrifugadas durante 10 minutos a 4000 r.p.m., numa centrífuga MLW T52.1.

A absorvância do sobrenadante foi lida a 665 nm (pico da clorofila *a*) e a 750 nm (correção da turbidez) em "cuvettes" de 1cm de trajecto óptico num espectrofotómetro Hitachi, modelo 100-40 UV-VIS A acidificação foi efectuada na própria "cuvette" do espectrofotómetro com duas gotas de ácido clorídrico a 0,003 M (MOEL & HALLEGRAEF, 1978).

As equações utilizadas após leitura espectrofotométrica foram as propostas por LORENZEN (1967) e calculadas por volume (mg/m³):

$$cl_a = \frac{A \cdot K(E_{665} - E_{665a})v}{V \cdot l}$$

$$feopigmentos = \frac{A \cdot K(R \cdot E_{665a} - E_{665})v}{V \cdot l}$$

sendo:

A - coeficiente de absorção da clorofila *a* (11,0);

R - valor máximo da razão E_{665}/E_{665a} , na ausência de feopigmentos (1,8)

[Note-se que o valor indicado por LORENZEN (1967) era de 1,7; no entanto, LORENZEN & JEFFREY (1980) recomendam 1,8 (ou, mais precisamente, 1,76 para a feofitina *a* e 1,79 para a feoforbida *a*)];

K - factor destinado a restabelecer a concentração inicial em clorofila *a* a partir da redução de absorvância (2,25);

E_{665} - valor de absorvância antes da acidificação, corrigido para a turbidez do extracto a 750 nm;

E_{665a} - valor de absorvância depois da acidificação, corrigido para a turbidez do extracto a 750 nm.

v - volume de acetona a 90% (ml);

V - volume filtrado (litros);

l - trajecto óptico (1cm).

A complexidade estrutural do sistema pigmentar foi calculada através do índice de diversidade pigmentar (ID) de MARGALEF (1954 in SABATER, 1988).

Este índice relaciona o conjunto dos pigmentos acessórios com o principal pigmento, a clorofila *a*, através dos valores das densidades ópticas medidas a 430 nm e 665 nm, depois de corrigidos para a turbidez a 750 nm:

$$ID = \frac{E_{430} - 3 \times E_{750}}{E_{665} - E_{750}}$$

Segundo SABATER (1988), este índice é um dos mais adequados para identificar o estado fisiológico das populações de algas. Os seus valores são baixos quando existe um crescimento activo das populações, sem factores limitantes, sendo mais elevados em populações menos jovens e quando se verifica um acréscimo de derivados inactivos da clorofila *a* (MARGALEF, 1983). O índice está relacionado com a diversidade específica, apresentando um valor baixo em dominância de uma espécie e um valor elevado quando a comunidade é constituída por muitas espécies (MARGALEF, 1977).

b) Composição do fitoplâncton

Em 1990 e para as seis estações de amostragem, foi avaliada de uma forma semi-quantitativa, a composição do fitoplâncton com base nas principais classes taxonómicas presentes: Bacillariophyceae; Chlorophyceae; Cryptophyceae; Chrysophyceae; Cyanophyceae; e Euglenophyceae. Bacillariophyceae, foi ainda diferenciada em espécies de forma circular e com simetria radial (Centrales), e em espécies de forma oblonga ou fusiforme e com simetria bilateral (Pennales).

Em cada estação de amostragem colheu-se uma amostra de água com um volume de 5 litros. As amostras foram transportadas para o laboratório em mala térmica e conservadas no frio (4° C) durante três dias, permitindo-se, deste modo, que as algas unicelulares se depositassem no fundo. Ao fim deste tempo a água foi sifonada e do resíduo de fundo fizeram-se observações microscópicas a fresco. Definiu-se que o limite mínimo de observações, por amostra recolhida, seria cinco, aumentando-se consoante a diversidade observada.

Foi utilizado um microscópio com ampliações de 40x, 100x, 400x e 1000x.

A cada grupo taxonómico do fitoplâncton, foi atribuído um número de uma escala semi-quantitativa de abundância/dominância com seis classes (Quadro 3.2).

QUADRO 3.2 - Escala de abundância/dominância para o Fitoplâncton e para o Perifiton

0	Indivíduos ausentes
1	Indivíduos cobrindo menos de 5% nas observações efectuadas
2	Indivíduos cobrindo 5 a 25% nas observações efectuadas
3	Indivíduos cobrindo 26 a 50% nas observações efectuadas
4	Indivíduos cobrindo 51 a 75% nas observações efectuadas
5	Indivíduos cobrindo mais de 75% nas observações efectuadas

Perifiton

a) Pigmentos fotossintéticos: clorofila a e feopigmentos

Para a determinação dos pigmentos fotossintéticos das microalgas fitobentónicas houve que adoptar o método utilizado para o fitoplâncton. Foram efectuadas análises de rotina semelhantes e atendeu-se ao mesmo tipo de preocupações, com modificações apenas referentes ao tipo de substrato em que foi feita a extracção dos pigmentos.

Em cada local de amostragem, a clorofila a e os feopigmentos foram estimados com base em amostras colhidas em diferentes "habitats": zona de pedras com corrente; zona de pedras de menor intensidade de corrente; zona de remanso com pedras; zona de remanso com substrato fino.

Em cada "habitat" recolheram-se três replicados, o que, para cada estação de amostragem e consoante as suas características, totaliza um número máximo de doze e um número mínimo de três replicados. Como refere ROSEMARIN & GELIN (1978), o número de replicados depende do grau de heterogeneidade do local estudado e também do nível de precisão estipulado pelo investigador, muitas vezes dependendo da capacidade de trabalho. SABATER (1988) definiu três replicados para estudar o perifiton do rio Ter. MARKER & CASEY (1982) utilizaram dez replicados para avaliar a dinâmica de produção num rio artificial. Doze foi o número máximo possível que nos permitiu compatibilizar heterogeneidade com exequibilidade na obtenção de resultados coerentes.

Determinação de pigmentos em pedras - No campo, depois de recolhidas de uma forma aleatória, as pedras foram embrulhadas em papel de alumínio e conservadas no frio (4° C), em obscuridade, até à congelação em laboratório.

A extracção dos pigmentos em pedras foi feito após descongelação. O perifiton menos aderente foi varrido com um pincel para um tubo de ensaio, onde se juntou a acetona a 90%. As algas mais agarradas foram removidas pelos fios de nylon de uma escova de dentes. Por fim, as algas incrustantes foram raspadas com um bisturi. Este último tratamento pode macerar e destruir algumas algas (MARKER & CASEY, 1982), tendo apenas sido utilizado em último caso e só quando necessário.

No laboratório, a superfície da pedra amostrada foi calculada com base na determinação da área do pedaço de papel vegetal calibrado utilizado para cobrir aquela superfície. O pedaço de papel foi pesado e esse valor utilizado para a determinação da superfície da pedra, pela aplicação da equação da recta resultante da correlação, anteriormente efectuada, entre a área e o peso de pedaços de papel vegetal calibrados.

A absorvância do sobrenadante foi lida a 665 nm (pico da clorofila a) e a 750 nm (correção da turbidez), em "cuvettes" de 1 cm de trajecto óptico, antes e após acidificação, num espectrofotómetro Hitachi, modelo 100 - 40 UV - VIS.

As equações utilizadas foram as de LORENZEN (1967) calculadas por unidade de superfície (mg/m²).

Calculou-se o índice de diversidade pigmentar (ID) (MARGALEF, 1954 *in* SABATER, 1988), de forma semelhante ao efectuado para o fitoplâncton.

Determinação de pigmentos em substrato fino - A determinação da clorofila *a* e dos feopigmentos em substrato fino foi efectuada com base nas equações de LORENZEN (1967), introduzindo-se as modificações propostas por PLANTE-CUNY (1974). O autor considera indispensável o conhecimento prévio do teor em água do substrato, de modo a que a acetona a 100% adicionada seja diluída com a água existente no substrato, ficando a 90%. O volume final de solvente é, assim, a soma do volume de acetona introduzido e do volume de água do substrato, calculado por diferença de peso entre o substrato húmido e o substrato seco.

A análise de clorofila *a* e dos feopigmentos incidiu sobre o centímetro superior de substrato. Em estudos de caracterização de ecossistemas, a maior parte dos autores determina a concentração de clorofila *a* até 0,5 ou 1 cm de profundidade. Neste trabalho optou-se por recolher o primeiro centímetro, por se ter verificado, experimentalmente, maior facilidade na obtenção de boas réplicas de 1 cm do que de 0,5 cm, uma vez que o erro cometido é menor quando aumenta a espessura da amostra.

Colheram-se amostras do substrato em tubos de PVC de 10 cm de comprimento e 4,5 cm de diâmetro. As amostras do substrato foram transportadas no interior dos tubos vedados com papel de alumínio e colocados no frio e em obscuridade (4° C).

No laboratório foi retirado o centímetro superior e dividido em duas partes iguais. Uma parte foi colocada numa caixa de "petri" para determinação do volume de água do substrato, pela diferença entre o peso húmido e o peso seco do substrato (em estufa a 60° C durante 24 h) e a outra metade foi introduzida num tubo de ensaio que foi colocado no congelador até à extracção dos pigmentos.

Após o descongelamento da amostra adicionou-se, de acordo com os cálculos já efectuados, um volume de acetona a 100%, de modo a que a concentração na amostra se fixasse em 90%.

O cálculo dos resultados foi feito segundo as equações, calculadas por unidade de superfície (mg/m²):

$$cl_a = \frac{A \cdot K(E_{665} - E_{665a})(PH - PS + v)}{S \cdot l}$$

$$feopigmentos = \frac{A \cdot K(R \cdot E_{665a} - E_{665})(PH - PS + v)}{S \cdot l}$$

sendo:

A - coeficiente de absorção da clorofila *a* (11,0);

K - factor destinado a restabelecer a concentração inicial de clorofila *a* (2,25);

*E*₆₆₅ - valor de absorvância antes da acidificação, corrigido para a turbidez do extracto a 750 nm;

*E*_{665a} - valor de absorvância com acidificação, corrigido para a turbidez do extracto a 750 nm;

PH-PS- volume de água do substrato (ml);

v - volume de acetona a 100% (ml);

S - superfície da amostra (cm²);

l - trajecto óptico (1cm);

R - valor máximo da razão E_{665}/E_{665a} , na ausência de feopigmentos (1,8).

Calculou-se o índice de diversidade pigmentar (ID) (MARGALEF, 1954 *in* SABATER, 1988), de forma semelhante ao efectuado para o fitoplâncton.

b) Composição do perifiton

Como para o fitoplâncton, em 1990 e para as seis estações de amostragem, foi avaliada de uma forma semi-quantitativa a composição do perifiton com base nas principais classes taxonómicas presentes: Bacillariophyceae; Chlorophyceae; Cryptophyceae; Chrysophyceae; Cyanophyceae; e Euglenophyceae.

Em cada estação de amostragem foram recolhidas amostras de substrato (pedras, areia e vasa) e material orgânico (folhas de árvore do sistema terrestre envolvente e macrófitos). O material foi colocado em caixas de plástico com água destilada e conservado no frio (4° C).

No laboratório foram feitas observações microscópicas a fresco, estabelecendo-se que cinco seria o número mínimo por amostra recolhida. A cada grupo taxonómico do perifiton foi atribuído um número de uma escala semi-quantitativa de abundância com seis classes (Quadro 3.2).

Macrófitos

Os macrófitos são plantas aquáticas macroscópicas que crescem dentro, na superfície ou perto do meio aquático e que não são frequentes noutros locais (DAWSON, 1988). Incluem macro-algas, líquens, briófitos, pteridófitos e plantas superiores.

BARTLEY & SPENCE (1987) designam por helófitos os macrófitos com estrutura de resistência junto ou acima da superfície da água, e WETZEL (1983), em sentido lato, englobou sob a denominação comum de hidrófitos todas as plantas submersas, totalmente flutuantes ou com folhas flutuantes.

O objectivo geral deste estudo foi obter uma estimativa da biomassa, para as espécies que se desenvolvem em zona de água e apresentam maiores densidades e cobertura. São, por isso, responsáveis pelo elevado aumento da massa vegetal durante o Verão e importantes para os macroinvertebrados, não só como fonte de energia, mas também por constituírem locais de fixação (e.g. SUREN & LAKE, 1989; NEWMAN, 1991).

Ao longo de um curso de água, os macrófitos não se desenvolvem de uma forma homogénea, cobrindo mosaicos com uma estrutura complexa e instável de espécies (WESTLAKE, 1975; DAWSON, 1988). Nas margens, o mosaico estabelece-se em áreas que se redistribuem após o Inverno ou intervenção humana, na água, o mosaico resulta da interacção entre as espécies e os factores geomorfológicos e físico-químicos, que evoluem de uma forma contínua desde a cabeceira até à foz (FERREIRA, 1992). Por este motivo foi atribuído um número de uma escala semi-quantitativa com seis termos (Quadro 3.3) que relaciona o número de táxones por unidade de superfície com a abundância e cobertura. A

escala adoptada baseou-se nas escalas definidas por BRAUN-BLANQUET (1964) e utilizadas, entre outros, por PEÑUELAS & CATALAN (1983), WIEGLEB (1984) e ONAINDIA (1986).

QUADRO 3.3 - Escala de avaliação relativa da abundância e cobertura de macrófitos

0	Indivíduos ausentes
1	Indivíduos cobrindo menos de 5% do local de estudo
2	Indivíduos cobrindo de 5 a 25% do local de estudo
3	Indivíduos cobrindo de 26 a 50% do local de estudo
4	Indivíduos cobrindo de 51 a 75% do local de estudo
5	Indivíduos cobrindo mais de 75% do local de estudo

A biomassa foi calculada segundo a técnica descrita por VOLLENWEIDER (1974), HELLAWELL (1978) e referida por RASCHKE & RUSANOWSKI (1984).

No campo, as amostras de cada espécie inventariada foram colhidas numa superfície quadrada, com 0,25 m de lado, delimitada por arame. Primeiro procedeu-se à contagem do número de pés, dentro da superfície e depois ao corte da parte aérea de três a cinco pés (não incluindo as raízes). As amostras foram acondicionadas em sacos de plástico e armazenadas em baixas temperaturas (4° C). No laboratório foram lavadas, sendo em seguida introduzidas numa estufa a 60° C onde secaram até à estabilização do peso, durante um período de 3 a 4 dias (WRIGHT *et al.*, 1982).

Os valores estimados de biomassa (g/m²) referem-se a valores médios de três replicados por espécie.

3.3.2 Macroinvertebrados bentónicos

Processo de colheita

A captura de macroinvertebrados bentónicos foi efectuada pelo processo descrito por MINSHALL (1968), HELLAWELL (1978), HYNES (1978) e FURSE *et al.* (1981). Este método proporciona a obtenção de dados semi-quantitativos comparáveis entre si.

Foi utilizada uma rede em forma de saco com 1 m de comprimento e com malha calibrada de 0,67 mm, inferior ao limite convencionado por CUMMINS (1975) na definição de macroinvertebrados (organismos que no seu estado de desenvolvimento máximo atingem, no mínimo, 3 milímetros de comprimento).

A abertura da rede foi montada numa armação de metal rectangular (0,40 x 0,15 m), à qual se adaptou, num dos lados de maior comprimento, uma lâmina para remoção do substrato e, no outro, um cabo para ser manobrado pelo operador (Figura 3.1).

No processo de manuseamento e recolha "amostragem activa" (HELLAWELL, 1978), a abertura da rede é disposta contra a corrente, a jusante do local de amostragem. O operador remove o substrato com os pés, de modo a que a fauna assim desalojada seja

levada pela corrente para dentro da rede, e aí, dirigida para um frasco de recolha em plástico (Figura 3.1).

Para standardização da amostragem foi estabelecido um tempo fixo de 5 minutos de arrasto contínuo por estação de colheita. Tempo semelhante foi adoptado por MINSHALL (1968) e, em rios no Nordeste de Portugal, por GAIVÃO (1985) e por CORTES (1989), sendo considerado suficiente na obtenção de uma amostra representativa da fauna bentónica de macroinvertebrados.

Durante o processo de captura pretendeu-se abranger os diferentes "habitats", nas suas componentes de granulometria do substrato, presença de macrófitos e características hidrológicas ("fácies" léntico e lótico).

No local, as amostras foram introduzidas em frascos de plástico e conservadas com formol a 45%.

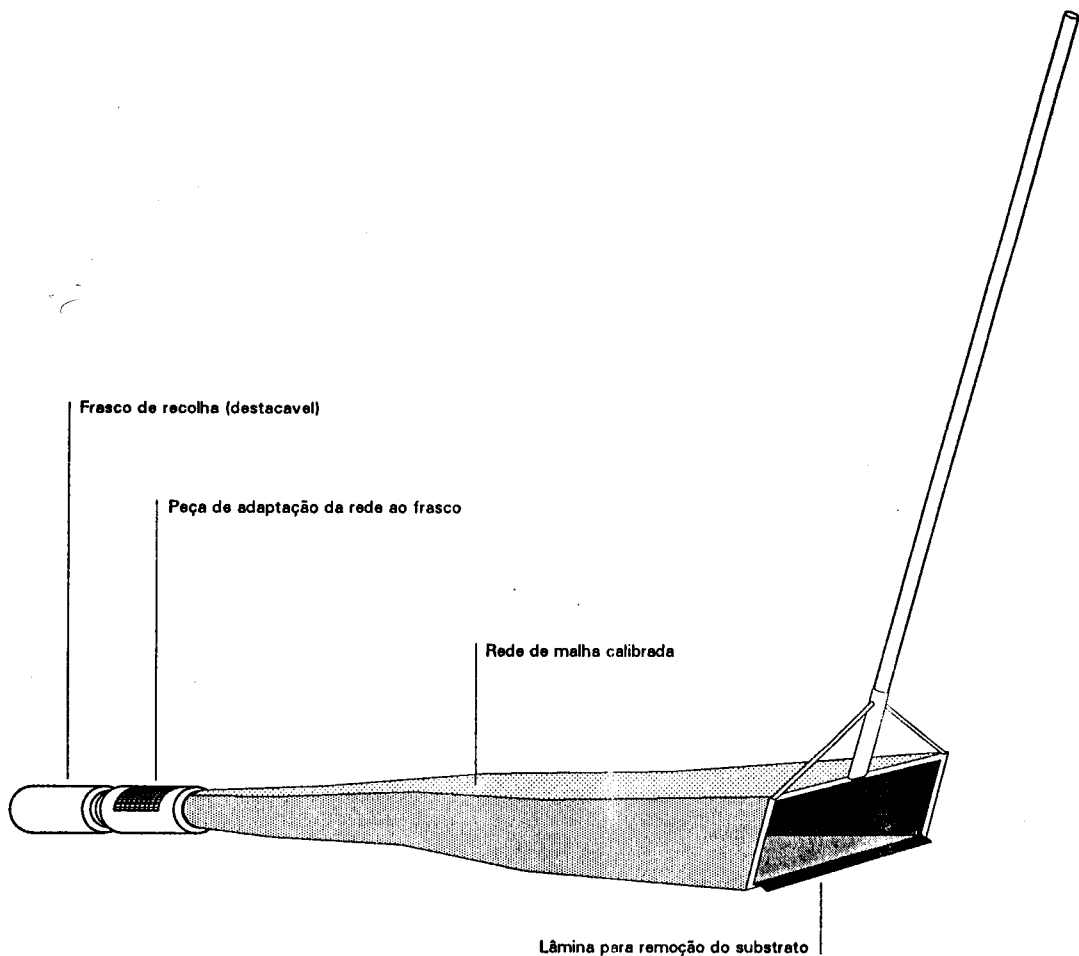


FIGURA 3.1 - Rede para captura de macroinvertebrados

Triagem e identificação

No laboratório procedeu-se à lavagem das amostras utilizando-se crivos de malha calibrada (1 mm), separando-se em seguida os organismos por grupos taxonómicos. A conservação foi feita com uma solução de formol a 4%, excluindo-se Mollusca e Crustacea que, devido à existência de exoesqueleto calcário, foram conservados em álcool a 70%.

A identificação dos macroinvertebrados foi efectuada com uma lupa, Wild M3 (6,4x; 16x; 40x), tendo-se recorrido a ampliações microscópicas (microscópio Wild T45E: 40x; 100x; 400x; 1000x) sempre que foi necessário a observação de caracteres distintivos.

Em anexo apresenta-se a bibliografia de identificação utilizada, descriminando-se as chaves e trabalhos específicos por Phylum, Classe, Sub-classe ou Ordem, assim como os trabalhos de consulta geral (Anexo A).

Para cada grupo taxonómico os organismos foram identificados até aos seguintes níveis:

PHYLLUM PLATHELMINTHA		
CLASSE Turbellaria		
Ordem Tricladida		
Família Dugesiidae	_____	espécie
PHYLLUM MOLLUSCA		
CLASSE Gastropoda		
Sub-classe Pulmonata		
Ordem Basommatophora		
Família Physidae	_____	espécie
Família Lymnaidae	_____	espécie
Família Planorbidae	_____	género
Família Ancyliidae	_____	género
Sub-classe Prosobranchia		
Ordem Mesogastropoda		
Família Valvatidae	_____	espécie
Família Hydrobiidae	_____	espécie
CLASSE Bivalvia		
Sub-classe Lamellibranchiata		
Família Sphaeriidae	_____	género
PHYLLUM ANNELIDA		
CLASSE Clitellata		
Sub-classe Oligochaeta		
Família Lumbricidae	_____	espécie
Família Lumbriculidae	_____	espécie
Família Tubificidae	_____	género
Família Naididae	_____	género
Sub-classe Hirudinea		
Ordem Rhyncobdellae		
Família Glossiphoniidae	_____	espécie
Ordem Pharyngobdellae		
Família Erpobdellidae	_____	espécie

PHYLLUM ARTHROPODA

CLASSE Arachnida

Ordem Acari

Família Lebertiidae	_____	gênero
Família Limnesiidae	_____	gênero
Família Unionocolidae	_____	gênero
Família Arrenuridae	_____	gênero

Ordem Araneae

CLASSE Crustacea

Sub-classe Malacostraca

Ordem Decapoda

Família Atyidae	_____	espécie
-----------------	-------	---------

Ordem Isopoda

	_____	família
--	-------	---------

CLASSE Insecta

Ordem Collembola

	_____	família
--	-------	---------

Ordem Ephemeroptera

Família Baetidae	_____	espécie
Família Heptageniidae	_____	espécie
Família Caenidae	_____	espécie
Família Leptophlebiidae	_____	espécie

Ordem Plecoptera

Família Tacniopterygidae	_____	espécie
Família Nemouridae	_____	espécie
Família Perlodidae	_____	espécie

Ordem Odonata

Família Coenagrionidae	_____	espécie
Família Aeshnidae	_____	espécie
Família Gomphidae	_____	espécie
Família Libellulidae	_____	espécie

Ordem Heteroptera

Família Corixidae	_____	gênero
Família Naucoridae	_____	espécie
Família Nepidae	_____	gênero
Família Notonectidae	_____	gênero
Família Pleidae	_____	espécie
Família Gerridae	_____	espécie
Família Veliidae	_____	gênero

Ordem Coleoptera

Família Hygrobiidae	_____	gênero
Família Haliplidae	_____	gênero
Família Noteridae	_____	gênero
Família Laccophilidae	_____	gênero
Família Hydroporidae	_____	gênero
Família Colymbetidae	_____	gênero
Família Dytiscidae	_____	gênero
Família Ochthebiidae	_____	gênero
Família Hydrochidae	_____	gênero
Família Berosidae	_____	gênero
Família Hydrobiidae	_____	gênero

Família Hydrophidae	—————	género
Família Dryopidae	—————	género
Família Elmidae	—————	género
Ordem Megaloptera		
Família Sialidae	—————	género
Ordem Trichoptera		
Família Hydroptilidae	—————	género
Família Rhyacophilidae	—————	género
Família Hydropsychidae	—————	espécie
Família Policentropodidae	—————	espécie
Família Psychomyidae	—————	espécie
Família Economidae	—————	género
Família Limnephilidae	—————	género
Ordem Lepidoptera	—————	ordem
Ordem Diptera	—————	família (sub-família em Chironomidae)

Classificação trófica funcional

Fundamentado no modelo de organização funcional dos invertebrados desenvolvido por CUMMINS (1973), consideraram-se quatro grupos tróficos principais:

Os fitófagos - consumidores de tecidos vivos de plantas vasculares, mas principalmente de algas fitobentónicas;

Os detritívoros - consumidores de partículas orgânicas não vivas, de dimensões superiores a $10^3\mu\text{m}$, e de microrganismos não fotossintéticos, geralmente associados aos detritos;

Os colectores - consumidores de partículas orgânicas, de dimensões inferiores a $10^3\mu\text{m}$, provenientes das degradações físicas que ocorrem no ecossistema, dos dejectos dos detritívoros ou da acção dos detritívoros nas partículas de maiores dimensões;

Os predadores - organismos adaptados à captura de presas, consumindo partículas superiores a $10^3\mu\text{m}$.

CUMMINS (1973) definiu subgrupos. Destes, apenas se considerou aqueles em que foi subdividido o grupo dos colectores, e que são o subgrupo dos filtradores e o subgrupo dos escavadores. A opção fundamenta-se no facto de se tratar de organismos que ocupam "micro-habitats" diferenciados no ecossistema. Os filtradores são preferencialmente consumidores de partículas orgânicas em suspensão na água, intimamente relacionados com as condições da corrente nos "micro-habitats" lóticos (DAVIS, 1986). Os colectores escavadores, associados ao substrato, consomem partículas orgânicas acumuladas.

Deste modo, cada táxone identificado foi incluído num dos cinco grupos tróficos funcionais, utilizando-se para tal bibliografia específica, disponível para alguns táxones e diferentes tabelas gerais de classificação (CUMMINS, 1973; PLATTS *et al.*, 1987; TACHET *et al.*, 1981; GONZÁLEZ DEL TÁNAGO & GARCÍA DE JALON, 1982).

Foi contudo difícil incluir determinados táxones num só grupo, devido à existência de contradições bibliográficas relativas às suas características tróficas, por serem evidentes as respectivas potencialidades para explorarem mais do que um tipo de alimento. Com estas

características diferenciam-se: a sub-família Orthocladiinae; a sub-família Chironominae; *Chironomus* gr. *plumosus* e *Chironomus* gr. *thummi*; *Baetis fuscatus*; *Baetis pavidus*; *Cloeon simile*; *Cloeon schoenmundi*; *Procloeon* sp.; *Choroterpes picteti*; *Thraulius bellus*; e *Habrophlebia fusca*.

Nestes táxones foram efectuadas análises dos respectivos conteúdos estomacais, por estação de amostragem e por época do ano.

O método utilizado consistiu na observação directa ao microscópio, numa adaptação da técnica descrita por CHESSMAN (1986), por SMOCK & ROEDING (1986), e por THOMPSON (1987a, 1987b). Depois de preservados numa solução de formol a 4%, os organismos foram dissecados sobre uma lâmina de microscópio. Os estômagos extraídos foram em seguida colocados sobre outra lâmina contendo uma ou duas gotas de água destilada, sobre a qual foi colocada uma lamela. As amostras foram observadas ao microscópio em ampliações de 400x e de 1000x, respectivamente, diferenciando-se as partículas orgânicas nas seguintes categorias alimentares: detritos orgânicos finos; detritos de plantas vasculares; material animal; algas unicelulares. A composição da dieta na amostra observada foi estimada com base na proporção relativa (em termos de área) das respectivos categorias alimentares. Partículas alimentares raras (inferiores a uma estimativa de 5% no conteúdo estomacal) foram excluídas das análises, considerando-as resultante de uma ingestão accidental associada ao principal constituinte da dieta alimentar. Para cada táxone, a composição da dieta corresponde à média dos indivíduos cujos conteúdos digestivos foram analisados. O número de indivíduos analisados, por táxone, variou em função da abundância registada na respectiva estação de amostragem e época do ano.

Na classificação trófica utilizada, considerou-se que a maior fonte de erro pode residir na classificação de táxones para os quais não foram efectuadas análises dos respectivos conteúdo estomacais, e que, classificados como colectores escavadores ou colectores filtradores, podem também consumir algas unicelulares. Assim sendo, é provável que na análise efectuada a componente algal na dieta de alguns táxones (*Oligochaeta*, *Simuliidae*, *Hidropsyche* sp., entre outros) esteja subestimada.

3.4 Tratamento dos resultados

3.4.1 Análise estatística

Análises de regressão e coeficientes de correlação

No presente trabalho foi utilizada a análise de regressão simples entre duas variáveis (método dos mínimos quadrados), como medida da variabilidade de uma variável em função da outra. Por sua vez, frequentemente e sempre que se tornou necessário "medir" a associação entre duas variáveis, ou seja, avaliar o grau de variabilidade conjunta daquelas (covariância), foi empregue o coeficiente de correlação de PEARSON, significativo para o valor crítico de $p < 0,05$.

Para os descritores físico-químicos, produtores primários e descritores estruturais da comunidade de macroinvertebrados (número de indivíduos, número de táxones, diversidade e equitabilidade), foi ainda efectuada, para os respectivos vectores de dados (não transformados), uma análise sumária de estatística descritiva que incluiu a determinação dos seguintes parâmetros: média; mediana; moda; média geométrica; variância; desvio

padrão; erro padrão; valor mínimo; valor máximo; amplitude de variação; quartil inferior; quartil superior; amplitude inter-quartil; simetria ("skewness"); curtose ("kurtosis").

Recorreu-se também à análise de regressão múltipla, pelo método dos mínimos quadrados e processo em degraus descendentes (descending Stepwise procedure), utilizada com dois objectivos fundamentais:

1 - Estabelecimento de relações preferenciais entre a abundância dos táxones (variáveis dependentes) e descritores físico-químicos e produtores primários. Estes foram utilizados como variáveis independentes na forma reduzida de três componentes, resultantes da Análise em Componentes Principais (PCA), que, de uma forma independente, relaciona a totalidade dos descritores num significado ecológico. As regressões múltiplas foram estabelecidas pela aplicação de um modelo que permitiu relacionar a abundância dos táxones com termos lineares e quadráticos das três primeiras componentes da PCA.

2 - Análise das relações existentes entre a abundância dos diferentes grupos tróficos (variáveis dependentes) e descritores associados com disponibilidades alimentares (variáveis independentes: clorofila *a*; feopigmentos; macrófitos; matéria orgânica particulada; abundância total de presas e abundância dos diferentes grupos tróficos, para os predadores). O principal objectivo consistiu na obtenção de um mínimo de variância residual não explicada pelo menor número de variáveis independentes. As variáveis independentes que explicaram a abundância de um determinado grupo trófico não foram interpretadas como factores causa do padrão observado; considerou-se, antes, que fornecem uma indicação sobre parâmetros preferenciais do respectivo "habitat", podendo nesse contexto ser interpretadas como "determinantes" da sua abundância (DUDGEON, 1988b; 1989).

Em ambos os casos, após o estabelecimento dos modelos de regressão múltipla, calcularam-se os valores próprios da matriz de correlação das variáveis independentes e o valor dos factores de inflexão da variância (VIF's, isto é, os elementos diagonais da inversa da matriz de correlação entre as variáveis independentes), por forma a determinar a existência de multicolinearidade. Como valores críticos, utilizaram-se: $\sqrt{\lambda_{max} / \lambda_{min}} < 5$, na primeira determinação; e $VIF's < 10$ na inversa da matriz de correlação.

O grau de significância das regressões apresentadas (simples e múltiplas) foi testado pela aplicação de uma análise de variância, utilizando-se como valor crítico o valor de *F* para $p < 0,05$. O coeficiente de determinação (r^2 ou R^2 , no caso de regressões múltiplas) foi igualmente calculado, incluindo-se junto das respectivas equações de regressão, como medida da proporção da variância que é explicada pela variável ou variáveis independentes (no caso das regressões múltiplas).

Como procedimento auxiliar à interpretação dos eixos resultantes das ordenações efectuadas em espaço reduzido para os macroinvertebrados (táxones e abundância relativa dos grupos tróficos), foram efectuadas correlações não paramétricas de Spearman entre os referidos eixos, e descritores físico-químicos e produtores primários. O mesmo coeficiente de correlação, significativo para o valor crítico de $p < 0,05$, foi também utilizado na comparação das ordenações dos macroinvertebrados com a ordenação dos descritores físico-químicos e produtores primários. LEGENDRE & LEGENDRE (1979) referem, para relações lineares, a possibilidade de utilização do coeficiente de correlação linear de PEARSON na comparação dos eixos de uma ordenação com descritores métricos. Pelo contrário, se a relação é monótona mas não linear, é preferível utilizar coeficientes de

correlação não paramétricos, apresentando a vantagem de não ser necessária a normalização dos parâmetros considerados (DAGET, 1979).

A correlação não paramétrica de Spearman foi ainda aplicada na comparação da comunidade de macroinvertebrados, em épocas sazonais semelhantes e em todas as estações de amostragem, durante os dois anos de estudo (Inverno: Fevereiro de 1989 e Janeiro de 1990; Primavera: Abril de 1989 e Maio de 1990). Pretendeu-se, deste modo, analisar a estabilidade da comunidade, independentemente de alterações na abundância dos táxones, potencialmente provocadas por perturbações naturais.

As análises estatísticas foram efectuadas sobre os seguintes dados transformados: $x' = \log_{10}(x+1)$ para abundâncias absolutas dos táxones; e $x' = \arcsin(\sqrt{x})$ para abundâncias relativas dos grupos tróficos (SOKAL & ROHLF, 1981). O objectivo foi corrigir os valores de zero na primeira transformação e aproximar as distribuições à normal nas duas transformações.

O programa utilizado no processamento das referidas análises foi o STATGRAPHICS (versão 4.0).

Análise multidimensional

A análise multidimensional é o ramo da matemática que analisa simultaneamente muitas variáveis (GAUCH, 1982). A sua principal função consiste na sumariação dos dados de uma forma objectiva, evidenciando-se uma estrutura que permite formalizar hipóteses, frequentemente em forma de probabilidade, passíveis de ser testadas por métodos de análise da estatística clássica (GAUCH, 1982). Por este motivo, a análise multidimensional revela-se extremamente eficaz no estudo de comunidades biológicas nos seus "habitats" naturais, ou seja, em estudos de ecologia.

Actualmente existem muitos métodos de análise multidimensional, diferenciados contudos em duas estratégias básicas de análise: a ordenação e a classificação.

A ordenação consiste no arranjo de descritores e unidades amostrais em espaço reduzido, de modo a que a respectiva localização reflecta a semelhança e dissemelhança das diferentes entidades.

A classificação consiste no agrupamento de descritores ou unidades amostrais, em classes ou grupos distintos, também designados por "clusters".

Como métodos de ordenação, foram utilizadas a Análise em Componentes Principais (PCA) e a Análise Factorial de Correspondências (AFC), com recurso ao programa NTSYS-pc (versão 1.60).

O método de classificação foi empregue no estudo da estrutura taxonómica da comunidade de macroinvertebrados, tendo-se recorrido ao método divisivo TWINSpan "Two-Way Indicator Species Analysis", desenvolvido por HILL (1979) e ao método aglomerativo, descrito por SNEATH & SOKAL (1973 in LEGENDRE & LEGENDRE, 1979) e denominado de UPGMA "Unweighted Pair-Group Method using Arithmetic Averages". Este último método foi utilizado através do programa NTSYS-pc (versão 1.60).

A Análise em Componentes Principais (PCA) foi aplicada aos descritores físico-químicos e produtores primários, organizados numa matriz de n descritores (linhas) por t estações de amostragem (colunas). Inicialmente procedeu-se à transformação dos dados originais. A transformação utilizada foi a redução e centragem dos valores de cada linha, denominada também estandardização das variáveis por linha. Este processo consiste em

subtrair a cada valor a média da linha (centragem) e dividir o resultado pelo correspondente desvio padrão (redução), resultando uma linha de menor variabilidade, cuja média é zero e a variância é 1. No passo seguinte calculou-se a matriz simétrica em modo R (por descritores), pela aplicação do coeficiente de correlação de PEARSON, sobre a qual foram determinados os valores próprios (variância retida em cada componente principal) e os k vectores próprios (componentes principais). A ordenação em modo C, ou seja a posição do conjunto inicial dos t pontos (estações de amostragem), resultou da projecção da matriz dos dados originais, reduzidos e centrados por descritores (matriz estandardizada) sobre a matriz dos vectores próprios, de dimensão $n \times k$. Como resultado, obteve-se uma matriz de dimensão $k \times t$, com as coordenadas de cada um dos t pontos em relação às novas componentes calculadas (ANDRADE, 1986).

Segundo ANDRADE (1986), uma das formas de avaliar os resultados obtidos na Análise em Componentes Principais, consiste em estimar a deformação produzida na distribuição geométrica dos pontos. De acordo com ANDRADE (1986; com. pess.), recorreu-se a um coeficiente métrico de distância (distância taxonómica média) como meio de avaliar a posição recíproca dos t pontos, na matriz de dados reduzidos e centrados ($n \times t$) e na matriz de coordenadas ($k \times t$). Obteve-se, deste modo, duas matrizes simétricas que foram comparadas pela aplicação do coeficiente de correlação cofenético entre matrizes. Este representa uma medida da deformação introduzida por redução da dimensão da nuvem de pontos, ou seja, o grau de alteração na estrutura inicial dos dados (ROHLF, 1990).

A Análise Factorial de Correspondências (AFC), consiste num processo interactivo que calcula as médias ponderadas das unidades amostrais, com pesos que são função dos valores dos táxones arbitrariamente atribuídos no início e, reciprocamente, as médias ponderadas dos táxones são função dos valores das unidades amostrais. Como coeficiente métrico, a AFC utiliza a distância do qui-quadrado, sendo os pesos dos táxones e das unidades amostrais proporcionais aos seus totais (GAUCH, 1982). Consequentemente, este método é também denominado por "reciprocal averaging", fornecendo directamente, no resultado, a ordenação dos táxones e a ordenação correspondente às unidades amostrais (estações de amostragem). Esta análise é no fundo similar à PCA, tanto algebricamente com geometricamente (GAUCH, 1982). No entanto, em análises de comunidades biológicas, a AFC tem-se mostrado superior à PCA, sobretudo em matrizes de grande dimensão, com dados heterogéneos que evidenciam um nítido gradiente ambiental (e.g. GAUCH, 1982; KENKEL & ORLOCI, 1986; LUDWIG & REYNOLDS, 1988; MATTHEWS *et al.*, 1991). Por este motivo, utilizou-se a Análise Factorial de Correspondências no estudo das comunidades biológicas.

A AFC foi aplicada na ordenação da composição taxonómica do fitoplâncton e do perifíton, organizadas numa matriz de sete e seis classes taxonómicas por t estações de amostragem, respectivamente.

A AFC foi também utilizada nas ordenações, global e parciais, da comunidade de macroinvertebrados, a partir de matrizes condensadas, de n táxones por t estações de amostragem. As matrizes condensadas resultaram da eliminação de espécies raras (ordenação global: inferior a seis presenças na matriz original quando a abundância foi inferior a sete indivíduos; ordenações parciais: inferior a três presenças nas matrizes originais quando a abundância foi inferior a quatro indivíduos). Pretendeu-se, deste modo, homogeneizar a estrutura dos dados, analisando-se a comunidade, independentemente de variáveis de reduzida expressão. Esta operação, utilizada por numerosos autores (e.g. CULP

& DAVIES, 1982; SCHAEFFER & PERRY, 1986; CORTES, 1989), é aconselhada por GAUCH (1982), que refere três razões principais para condensar matrizes de valores absolutos: (1) excluir valores com pouco ou nenhum significado ecológico; (2) permitir uma melhor utilização das técnicas de ordenações que frequentemente colocam as espécies raras como "outliers", o que diminui a resolução da análise; (3) e reduzir o número de cálculos.

A AFC foi ainda aplicada ao estudo da estrutura trófica funcional, a partir de uma matriz de abundâncias relativas de cinco grupos tróficos por t estações de amostragem.

Na Análise Factorial de Correspondências, incluiu-se ainda, sempre que se tornou relevante, relações auxiliares à interpretação dos resultados que permitem determinar qual a contribuição percentual das variáveis (i : táxones e estações de amostragem) para a variância do eixo k .

$$AFC_k(i) = (f_i y_{ik}^2 / \lambda_k) \times 100$$

sendo:

f_i - a frequência marginal da variável, na matriz de dados inicial [Σ do total da linha (táxones) ou da coluna (estações de amostragem) / Σ do total da tabela];

λ_k - o valor próprio correspondente ao eixo;

y_{ik} - coordenada de i no eixo k .

As ordenações pela técnica da Análise Factorial de Correspondências foram efectuadas sobre as seguintes matrizes de dados transformados: $x' = \log_{10}(x+1)$ para abundâncias absolutas dos táxones; e $x' = \arcsin(\sqrt{x})$ para abundâncias relativas dos grupos tróficos (SOKAL & ROHLF, 1981).

O método politético de divisão hierárquica TWINSpan (HILL, 1979), foi aplicado à matriz taxonómica global, condensada, dos macroinvertebrados. É um método extremamente robusto na análise de comunidades biológicas, especialmente se os dados são complexos e em número muito elevado (GAUCH, 1982; WRIGHT *et al.*, 1984).

O método TWINSpan inicia o seu processamento por uma ordenação das unidades amostrais, utilizando a Análise Factorial de Correspondências. Os táxones que caracterizam os extremos do primeiro eixo da AFC são enfatizados, com o objectivo de polarizar as unidades amostrais, sendo estas divididas em dois "clusters" pela quebra, ao meio, do eixo da ordenação. São então identificadas espécies "diferenciais ou indicadoras", ou seja, preferenciais de um ou outro lado da dicotomia. Posteriormente é definida uma nova ordenação, usando as espécies "indicadoras" como base. Esta ordenação é efectuada de forma a que as unidades amostrais recebam um peso dependente do número de espécies "indicadoras". A nova ordenação é dividida, e assim sucessivamente, até à formação final de "clusters" com um número mínimo de termos.

O conceito de espécies "diferenciais" ou "indicadoras" é qualitativo. Consequentemente, HILL (1979) utiliza, no algoritmo proposto, um equivalente quantitativo que designou por "pseudo-espécies" e que correspondem a classes de abundância. No caso concreto da matriz global dos macroinvertebrados, foram consideradas 8 classes (pseudo-espécies), a que correspondem os seguintes níveis de corte da abundância: 1; 10; 25; 50; 75; 100; 500; 1000. Deste modo, o número de "pseudo-espécies" por táxone é relativo ao seu nível de abundância. Complementarmente, o método TWINSpan, especifica, para cada "cluster", os

táxones preferenciais desse agrupamento. Ou seja, utilizando o termo de "espécies preferenciais", refere aquelas que caracterizam os "clusters" formados.

O método de classificação aglomerativa, UPGMA, foi utilizado com o objectivo de avaliar os efeitos perturbadores da queda de precipitação, na estrutura taxonómica da comunidade de macroinvertebrados. Em consequência, para as diferentes estações amostradas durante a ocorrência de precipitações de intensidade imprevisível, foi-se verificar a similaridade na estrutura da comunidade entre distintas épocas do ano.

Após a transformação das abundâncias absolutas em: $\log_{10}(x+1)$, calculou-se a matriz simétrica, resultante da aplicação da distância EUCLIDIANA. A formação dos grupos processa-se, no passo seguinte, pela agregação dos dois elementos com maior afinidade mútua. A afinidade entre grupos é recalculada, representando a média das afinidades entre os seus elementos e os dos outros grupos. Obtém-se assim, uma estrutura hierarquizada constituída por $t-1$ grupos, a que se dá o nome de matriz árvore. A partir da matriz árvore representou-se graficamente, através de um dendograma, a estrutura hierárquica de formação dos grupos.

Dada a necessidade de quantificar as relações entre as diferentes épocas do ano com base na estrutura taxonómica, utilizou-se como coeficiente de dissimilaridade a distância EUCLIDIANA, que fundamentalmente realça a importância dos táxones dominantes no cálculo da afinidade entre grupos (GAUCHE, 1982).

3.4.2 Índices de diversidade

A diversidade é fundamentalmente composta por duas componentes: o número total de espécies (ou táxones) na comunidade, usualmente designada por riqueza específica (ou taxonómica) e a equitabilidade, referente à distribuição da abundância total, ou seja do número de indivíduos, pelo número de espécies (LUDWIG & REYNOLDS, 1988). Com o objectivo de caracterizar a riqueza específica e a equitabilidade, têm sido propostos diferentes índices; aqueles que num só valor combinam a riqueza e a equitabilidade são designados por índices de diversidade.

Uma das formas mais simples de indicar a riqueza taxonómica, consiste em quantificar o número total de táxones nas amostras recolhidas. No entanto, a principal restrição deste método reside no facto de a abundância (número de indivíduos) variar por estação amostrada, o que dificulta uma análise comparativa da riqueza taxonómica.

Com o objectivo de comparar a riqueza taxonómica ao longo do rio Degebe, utilizou-se o método estatístico da rarefacção pela aplicação do programa RAREFRAC (*in* LUDWIG & REYNOLDS, 1988). Este método permite comparar o número de táxones quando o tamanho das amostras (abundâncias) não são iguais. Na aplicabilidade deste método, assume-se que as diferenças no tamanho das amostras podem ser superadas por um modelo probabilístico de amostragem aplicado a todas as entidades que se pretendem comparar (LUDWIG & REYNOLDS, 1988).

HURLBERT (1971 *in* LUDWIG & REYNOLDS, 1988) demonstrou que o número de espécies esperadas numa amostra de n indivíduos $[E(S_n)]$, recolhida ao acaso e estabelecida a partir de uma população com um N total distribuído por S número de espécies, pode ser estimada pela aplicação da seguinte equação:

$$E(Sn) = \sum_{i=1}^s \left\{ 1 - \left[\binom{N-n_i}{n} / \binom{N}{n} \right] \right\}$$

sendo n_i o número de indivíduos na espécie i .

A diversidade taxonómica de cada amostra foi calculada pela aplicação do índice de SHANNON-WIENER (LUDWIG & REYNOLDS, 1988) à matriz original de táxones.

O índice de SHANNON-WIENER é adequado a comunidades amostradas ao acaso e não na sua totalidade. Baseia-se na teoria da informação e mede o grau médio de "incerteza" que tem um indivíduo, retirado de uma amostra de uma comunidade com S número de táxones e N número de indivíduos, de pertencer a um determinado táxone.

Na equação utilizada foi empregue o logaritmo da base dois (\log_2), com o resultado de diversidade expresso em "bits" por indivíduo.

$$H' = -\sum_{i=1}^s p_i \log_2 p_i$$

sendo:

H' - diversidade;

S - número total de táxones;

p_i - proporção dos indivíduos do táxone i relativamente ao número total de indivíduos na amostra.

A equitabilidade (J) contempla duas propriedades fundamentais: é máxima e igual a 1, quando todas os táxones numa amostra tem a mesma abundância; e decresce no sentido do valor zero, à medida que a abundância relativa dos táxones diverge da equitabilidade.

Na sua determinação foi utilizado o índice de PIELOU (1975 in LUDWIG & REYNOLDS, 1988), que exprime a relação entre a diversidade (H) e a diversidade teórica máxima (H'_{max}), obtida numa amostra com S táxones equiproporcionais:

$$J = H/H'_{max}$$

A diversidade teórica máxima é, conseqüentemente, igual ao logaritmo do número total de táxones (S).

A partir da matriz original de táxones, e depois de efectuada a classificação trófica funcional e calculado o índice de diversidade, foram determinadas as contribuições relativas de cada grupo trófico para a diversidade.

Foram criadas cinco matrizes, referentes aos diferentes grupos tróficos, com as respectivas parcelas de diversidade por táxone, calculadas em relação ao total de táxones em cada amostra recolhida. O somatório da totalidade de parcelas em cada grupo trófico foi convertido em percentagens, relativas à diversidade total em cada amostra e designadas por "contribuição dos grupos tróficos para a diversidade". Os táxones politróficos foram classificados de acordo com o seu regime alimentar, identificado na análise dos conteúdos estomacais.

3.4.3 Análise gráfica

A análise gráfica constituiu neste trabalho uma primeira abordagem à evolução temporal e espacial de descritores físico-químicos e biológicos. Graficaram-se valores médios, relativos e absolutos, permitindo-se a individualização de estruturas espaciais ao longo do rio e padrões de organização temporal, fundamentais na interpretação dos resultados e na detecção de gradientes, abordagem complementar às técnicas de ordenação.

A análise sumária de estatística descritiva, efectuada para os vectores de dados de descritores físico-químicos, produtores primários e descritores estruturais da comunidade de macroinvertebrados, foi complementada pela representação gráfica de alguns parâmetros estatísticos, através do método "BOX-AND-WHISKER", disponível no programa STATGRAPHICS (versão 4.0) Este método permite detectar a existência de "outliers" e notar comportamentos assimétricos no vector de dados, uma vez que o gráfico divide os dados em quatro áreas com frequências iguais.

Os resultados obtidos pelo método de rarefacção foram graficados, apresentando-se as curvas de rarefacção por estação de amostragem em cada época do ano. O eixo das abcissas é referente ao número de indivíduos (N -tamanho da amostra) e o eixo das ordenadas é indicador do número de espécies. Considerou-se, como amostra padrão de comparação, a estação de amostragem que, para aquela época do ano, evidenciava menor tamanho. A essa dimensão da amostra corresponde uma riqueza taxonómica esperada, por estação de amostragem, $[E(S_n)]$ que é lida no eixo das ordenadas.

ESTAÇÕES DE AMOSTRAGEM

A descrição das estações de amostragem, elaborada de uma forma obviamente sintética, é feita com base na relação e variação de parâmetros ambientais (descritores de zona ou de troço do rio), de modo a permitir-se uma tipologia do meio físico. A definição de zonas tipológicas, ajuda, por outro lado, a interpretar e inter-relacionar os resultados que serão discutidos nos capítulos subsequentes.

Na abordagem adoptada considerou-se que os troços ou zonas que no rio Degebe se individualizam, são representativos de situações ecológicas que se estabelecem ao longo do percurso longitudinal do rio.

4.1 Identificação das principais zonas tipológicas

A caracterização fisiográfica do rio Degebe revela uma descontinuidade no gradiente longitudinal, constituída pela albufeira do Monte Novo e que determina uma zona (ou troço do rio) com características bem definidas. Tem aproximadamente 30 Km de comprimento (com albufeira incluída), é de ordem 1 na zona de cabeceira e ordem 2 no seu percurso inferior.

QUADRO 4.1. - Parâmetros descritores das zonas tipológicas

Descritores	Zona superior	Zona intermédia	Zona inferior
Nº de ordem *	1 e 2	3 e 4	4
Comprimento médio (Km)	30	27	22
Declive médio (%)	0,56	0,14	0,1
Largura média (m)	3	5-15	2-5
Profundidade média (m)	< 0,5	1	1
Substrato dominante	arenoso	arenoso/rochoso	rochoso
Velocidade da corrente	reduzida	intermédia	elevada
Macrófitos	muito abundantes	abundantes	incipientes
Vegetação ripícola	incipiente	presente	incipiente
Duração do período léntico	Maio - Outubro	Junho - Outubro	Junho - Outubro
Encostas	planas	declivosas	muito declivosas
Uso de solo	agr. extens.c/ pastoreio	agr. extensiva	montado

* - Determinado com base no critério de STRAHLER (1957)

A jusante da barragem, a Serra de Portel influi na caracterização das áreas circundantes, proporcionando o aparecimento de duas zonas distintas. A primeira, denominada por zona intermédia, tem início imediatamente a jusante da barragem, é de ordem 3 e 4, estendendo-se por cerca de 27 Km até à Serra de Portel. A segunda zona, de ordem 4, com 22 Km aproximadamente, corresponde ao percurso do rio que corre ao longo da serra e termina na confluência das águas do Degebe e do Guadiana. Definimo-la por zona inferior.

No Quadro 4.1 sumarizam-se os principais parâmetros descritores de zona.

4.2 Zona a montante da albufeira do Monte Novo

A zona a montante da albufeira encontra-se numa região de grande influência agrícola e pecuária. Com reduzida vegetação de margem, o rio torna-se sujeito ao escoamento de grande quantidade de nutrientes e matéria orgânica. Exceptuam-se, contudo, algumas pequenas manchas (1-2 Km) que apresentam vegetação ripícola dominada por *Salix* sp., *Fraxinus angustifolia* Vahl, *Populus nigra* L. e *Rubus ulmifolius* Scott.

O curso de água apresenta o declive mais elevado de todo o rio (0,56), no entanto, insere-se numa zona de encostas muito planas o que dificulta a drenagem da água.

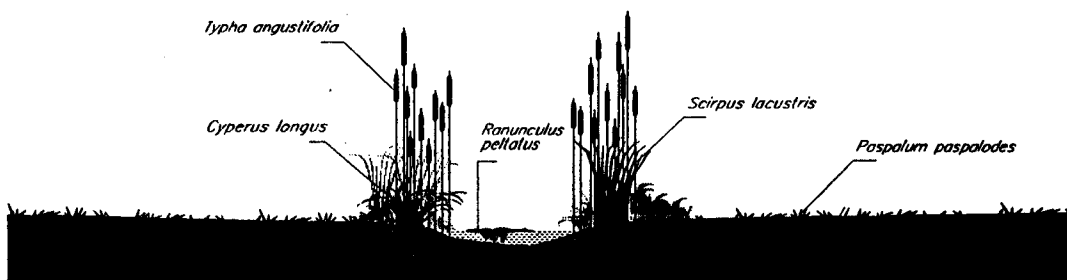


FIGURA 4.1 - Zona a montante da albufeira do Monte Novo - corte esquemático

O rio apresenta, nesta zona, características típicas de um ecossistema lótico de peneplanície: a velocidade da corrente é reduzida, evidenciando "fácies" predominantemente lético de pequena profundidade e substrato tipicamente arenoso. A largura média da secção molhada é de cerca de 3 m. Em "ano médio", a partir de Maio o rio deixa de correr, assistindo-se a um intenso desenvolvimento de macrófitos [*Typha angustifolia* L., *Cyperus longus* L., *Scirpus lacustris* L., *Ranunculus peltatus* Schrank, *Paspalum paspalodes* (Michx) Schriber] que invadem praticamente todo o leito do rio, ficando a água confinada a pequenas poças (Figura 4.1).

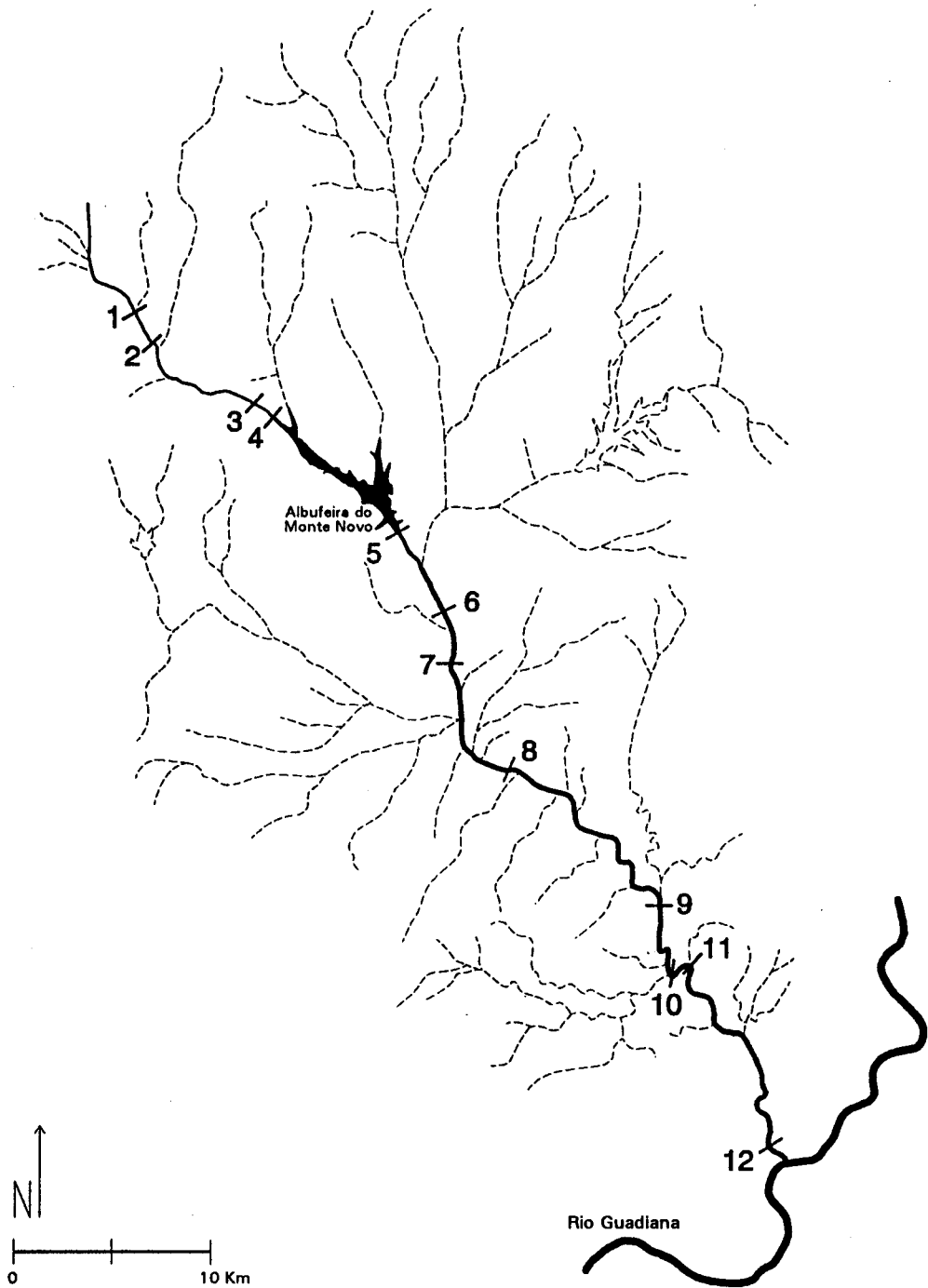


FIGURA 4.2 - Localização das estações de amostragem

Estação 1	Longitude: 7° 51' 50" W
	Latitude: 38° 37' 2" N
	Altitude: 237 metros

Estação estudada durante dois anos, 1989 e 1990 (onze períodos de amostragem). Localiza-se a 10,6 Km da nascente, na zona da cabeceira do rio (Figura 4.2). Apresenta encostas muito planas sem vegetação ripícola, número de ordem 2, uma largura média de secção molhada de 2,5 m e uma profundidade média de 0,25 m.

É um local de "fácies" predominantemente lêntico. O substrato é muito homogêneo, formado essencialmente por areia. Os macrófitos revelam-se muito abundantes a partir da Primavera e até ao final do Verão, invadindo o leito do rio. As espécies dominantes, responsáveis pelo aumento da massa vegetal durante a Primavera, são: *Typha angustifolia* L.; *Scirpus lacustris* L.; *Cyperus longus* L.; e *Paspalum paspalodes* (Michx) Scriber. Durante o Verão a água fica retida em pequenas poças, chegando a secar durante os meses de Julho, Agosto e Setembro. Por este motivo, em Agosto de 1989 e Setembro de 1990 não foram efectuadas amostragens.

Estação 2	Longitude: 7° 51' 9" W
	Latitude: 38° 36' 2" N
	Altitude: 231 metros

Foi amostrada durante os dois anos em que decorreu o trabalho de campo (treze períodos de amostragem). Situa-se a 12,8 Km da nascente. Apresenta número de ordem 2, com uma largura média de secção molhada e uma profundidade média idênticas à estação 1 (2,5 m e 0,25 m, respectivamente). A característica distintiva em relação àquela estação, consiste na intensa vegetação ripícola que forma um túnel com um grau de ensombramento muito elevado. As espécies dominantes são: *Salix* sp.; *Fraxinus angustifolia* Vahl; *Populus nigra* L.; e *Rubus ulmifolius* Scott. Nesta estação, provavelmente devido ao elevado grau de ensombramento, os macrófitos são praticamente inexistentes.

Durante o Inverno e o princípio da Primavera, o rio corre em substrato formado por grandes blocos, calhaus, pedras, vasa compactada e substrato arenoso de extrema instabilidade, que é arrastado ou depositado consoante o fluxo de água. No final da Primavera e durante todo o Verão a água fica confinada a uma pequena poça de substrato vasoso muito compactado.

Estação 3	Longitude: 7° 47' 44" W
	Latitude: 38° 34' 14" N
	Altitude: 201 metros

A estação foi amostrada durante 1989 e no Inverno, na Primavera e no Outono, de 1990 (sete períodos de amostragem). Localiza-se aproximadamente a 19,9 Km da nascente. A largura média de secção molhada, a profundidade média e o número de

ordem são idênticos à estação anteriormente descrita (2,5 m e 0,25 m, respectivamente com número de ordem 2).

Durante o Outono e o Inverno, e até deixar de haver corrente superficial na Primavera, o substrato do leito do rio é constituído essencialmente por duas fracções distintas: saibro com cascalho e pedras; e partículas finas inferiores a 2 mm.

No período em que o rio deixa de correr, a água fica confinada a pequenas poças de substrato predominantemente constituído por partículas finas.

A vegetação ripícola é inexistente. Os macrófitos são abundantes na Primavera, assistindo-se à invasão do leito do rio durante a época estival. Dominam *Scirpus lacustris* L., *Cyperus longus* L., *Typha angustifolia* L. e *Ranunculus peltatus* Schrank. Esta espécie de floração precoce (início da Primavera), não ocorre todos os anos. Em 1989 apresentou uma elevada área de cobertura (valor 4, numa escala de abundância/cobertura, com seis termos), mas em 1990 não cobriu 5% da área estudada (valor 1 da mesma escala).

Estação 4

Longitude: 7° 46' 41 W

Latitude: 38° 33' 26" N

Altitude: 198 metros

A estação foi amostrada em 1989 e 1990 (treze períodos de amostragem). Localiza-se a 21,7 Km da nascente. Apresenta uma largura média de secção molhada de 3 m, uma profundidade média de 0,5 m e número de ordem 2.

A estação representa o início da albufeira do Monte Novo, apresentando um "fácies" predominantemente lêntico. Do local de amostragem até à albufeira, o rio corre por um canal com largura média de secção molhada de 2 m e uma profundidade relativa de 1,5 m. As margens estão cobertas por *Salix* sp. e *Fraxinus angustifolia* Vahl.

Durante a época de maior caudal, o substrato é constituído por três fracções principais: blocos; pedras com cascalho; e partículas finas (< 2 mm) associadas às margens com vegetação. No final da Primavera as zonas de substrato grosseiro ficam a descoberto, permanecendo a água numa poça que comunica com o canal de acesso à albufeira e de substrato constituído essencialmente por cascalho, saibro e areia.

No local de amostragem os macrófitos são abundantes na Primavera. Domina *Scirpus lacustris* L., *Cyperus longus* L. e *Typha angustifolia* L.. *Ranunculus peltatus* Schrank, como na estação anteriormente descrita, apenas esteve presente em 1989.

4.3 Zona intermédia

A zona intermédia apresenta características de transição entre a zona de peneplanície e o troço inferior do rio, de encostas muito declivosas.

Com excepção do terraço fluvial, o rio Degebe escoar em vales estreitos e drena encostas com probabilidade de escoamento superficial muito elevado.

O terraço fluvial está sujeito a grandes inundações locais, em toda a sua extensão,

do que resultam uma maior área de espraio das águas e elevada acumulação de aluviões.

O terreno limítrofe está ocupado por agricultura explorada em regime extensivo. Nas encostas mais declivosas predomina o montado de sobre e azinho, e matos de esteva. Existem explorações pecuárias nas imediações do terraço fluvial. É frequente o acesso de animais às águas do rio durante todo o ano, o que acarreta o "input" de matéria orgânica.

O rio, nesta zona, caracteriza-se por apresentar o percurso menos sinuoso, o que indica maior eficiência de drenagem e arrastamento de materiais. Apresenta a maior largura da secção molhada (5-15m), com vegetação ripícola abundante: *Salix* sp.; *Fraxinus angustifolia* Vahl; *Nerium oleander* L.; e *Alnus glutinosa* (L.) Gaertner. A profundidade da água é muito variável, dependendo do substrato. Em substrato rochoso formam-se pegos que chegam a atingir 2 m de profundidade, mas nas zonas de remanso, de substrato arenoso, a deposição é maior e a água infiltra-se rapidamente. Ao contrário do que se observa no troço superior, os "fácies" lântico e lótico estão bem diferenciados e a velocidade da corrente é superior. O rio deixa de correr praticamente um mês depois do observado a montante, ou seja no final de Junho, só voltando a apresentar características lóticas com as primeiras chuvas outonais. Os macrófitos são menos abundantes; apenas na zona do terraço fluvial atingem o desenvolvimento observado a montante (Figura 4.3).

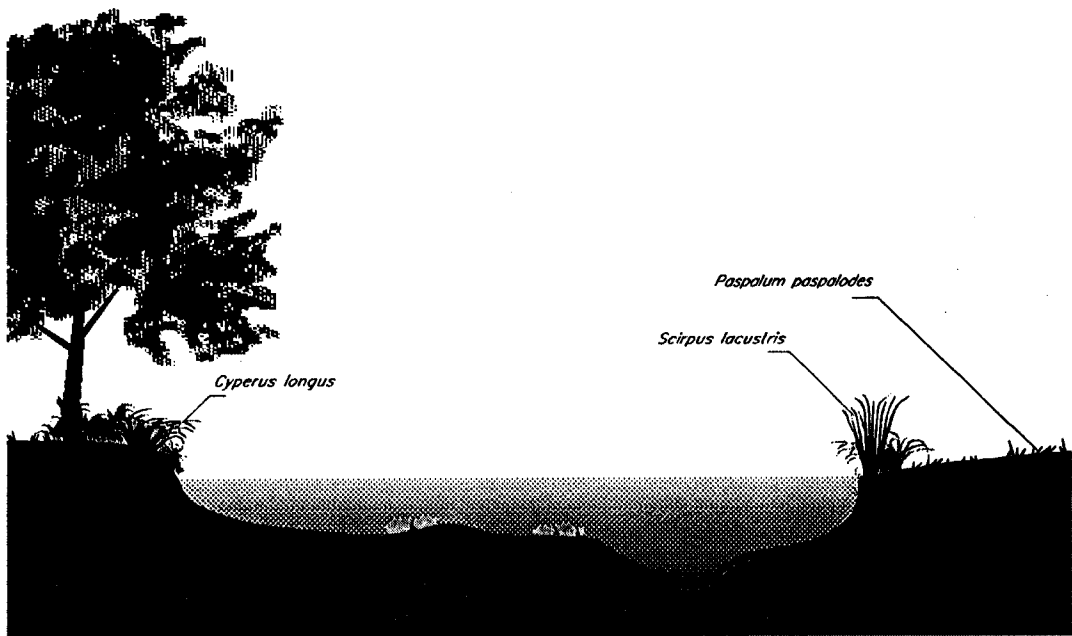


FIGURA 4.3 - Zona intermédia - corte esquemático

Estação 5

Longitude: 7° 42' 33" W
 Latitude: 38° 30' 35" N
 Altitude: 175 metros

A estação 5 foi estudada durante 1989 e no Inverno, na Primavera e no Outono, de 1990 (sete períodos de amostragem). Localizada imediatamente a jusante da comporta da barragem, a uma distância de 29,5 Km da nascente, a inclusão deste ponto teve como objectivo verificar a influência da albufeira nas características físico-químicas e biológicas do rio.

Estação de ordem 3, apresenta um "fácies" predominantemente lântico e forma um pego com largura média de 15 m e uma profundidade média de 1 m.

O substrato é grosseiro com predominância de rochas e blocos. Durante a Primavera e o Verão a vegetação aquática é muito abundante, estando representada fundamentalmente por *Scirpus lacustris* L., *Cyperus longus* L., *Typha angustifolia* L. e *Paspalum paspalodes* (Michx) Scriber. Em 1989 *Ranunculus peltatus* Schrank esteve presente, com uma área de coberto próxima de 40% durante a época de maior desenvolvimento (valor 3 na escala de abundância/cobertura).

A vegetação ripícola é constituída por *Fraxinus angustifolia* Vahl, *Nerium oleander* L., *Rubus ulmifolius* Scott e *Salix* sp.

O local insere-se numa zona de encostas muito declivosas arborizadas por *Quercus suber* L. e *Quercus rotundifolia* Lam.

Estação 6

Longitude: 7° 40' 46" W
 Latitude: 38° 27' 52" N
 Altitude: 165 metros

Foi amostrada durante o mesmo período que as estações 3 e 5 (sete períodos de amostragem). É de ordem 4 e insere-se numa zona em que *Quercus suber* L. domina o estrato arbóreo, observando-se também vastas áreas de culturas de sequeiro.

Localiza-se a 36,8 Km da nascente. Apresenta uma largura média de secção molhada de 10-15 m e uma profundidade média de 0,25 m.

Ao contrário do que se observa nas estações anteriormente referidas, os "fácies" lântico e lótico apresentam-se bem diferenciados, reconhecendo-se nitidamente zonas de corrente e zonas de remanso sem corrente.

O substrato é formado por blocos, calhaus e pedras na zona de corrente, areia e vasa nas zonas de remanso.

No Verão, a partir de Junho, a água deixa de correr ficando o sistema aquático restringido a poças consecutivas de reduzida profundidade e de cor muito verde.

Os macrófitos são pouco abundantes, predominando *Scirpus lacustris* L. e *Cyperus longus* L.

A vegetação ripícola é constituída por *Salix* sp., *Nerium oleander* L., *Securinega tinctoria* (L.) e *Tamarix africana* Poiret.

Estação 7

Longitude: 7° 40' 32" W

Latitude: 38° 26' 18" N

Altitude: 155 metros

A estação foi estudada durante 1989 e na Primavera e no Outono, de 1990 (seis períodos de amostragem). Em Janeiro de 1990, o caminho de acesso até ao local tornou-se impraticável, o que impediu a efectivação da amostragem.

Localiza-se a 39,5 Km da nascente. Apresenta número de ordem 4, uma largura média de secção molhada de 5 m e uma profundidade média de 0,5 m. Tal como na estação localizada a montante, os "fácies" lântico e lótico estão bem diferenciados. No Verão a água deixa de correr e nas zonas de substrato rochoso formam-se pegos.

O substrato é constituído por rocha, pedras e cascalho na zona de corrente, e por partículas finas nas zonas de remanso (< 2 mm).

As plantas aquáticas estão representadas, sobretudo, por *Scirpus lacustris* L. e *Cyperus longus* L. Na Primavera de 1989 assistiu-se a um grande desenvolvimento de *Ranunculus peltatus* Schrank, não observado no ano seguinte.

A vegetação ripícola é constituída por *Salix sp.*, *Fraxinus angustifolia* Vahl, *Nerium oleander* L. e *Securinega tinctoria* (L.).

Nos terrenos limítrofes observam-se culturas de sequeiro e zonas em que *Quercus suber* L. e *Quercus rotundifolia* Lam. dominam o estrato arbóreo.

Estação 8

Longitude: 7° 38' 2" W

Latitude: 38° 23' 24" N

Altitude: 140 metros

A estação foi amostrada em 1989 e 1990 (treze períodos de amostragem). Está localizada na zona do terraço fluvial que ao abrir o vale de cheia permitiu o espraiamento do leito aparente. Situa-se a 47 Km da nascente. Apresenta número de ordem 4 e corresponde à zona mais larga do rio, com uma largura média de secção molhada de 100 m e uma profundidade média de 0,8 m.

Em toda a zona há acumulação de areia e vasa, desenvolvendo-se muitos macrófitos dos quais os mais significativos, no que respeita à cobertura, são *Scirpus lacustris* L., *Cyperus longus* L., *Typha angustifolia* L. e *Paspalum paspalodes* (Michx) Scriber.

A vegetação ripícola está representada por *Salix sp.*, *Nerium oleander* L., *Securinega tinctoria* (L.) e *Tamarix africana* Poiret.

Os "fácies" lântico e lótico estão diferenciados. A zona com corrente mais elevada apresenta um substrato constituído por calhaus e pedras com cascalho.

Durante o Verão o rio deixa de correr, formando-se poças de reduzida profundidade e com substrato tipicamente arenoso. Os terrenos limítrofes, onde se insere a estação, estão ocupados por agricultura de sequeiro, explorada em regime extensivo, e por explorações pecuárias.

4.4 Zona inferior do rio

O rio corre encaixado entre encostas muito alcantiladas, de declive acentuado. Corresponde a uma zona essencialmente florestal (montado de sobre e azinho, e eucaliptal); contudo, no alto das colinas, é habitual observarem-se rebanhos que ocupam áreas de pastagens sob-coberto.

Nesta zona o rio caracteriza-se por apresentar um substrato dominado por grandes blocos de xisto grauváquico, muito pontiagudos. Devido ao substrato, formam-se grandes pegos que chegam a atingir 10 m de largura e 3-4 m de profundidade. Entre os pegos existem azenhas e açudes que, com os blocos e calhaus, característicos do substrato, formam rápidos e zonas de corrente elevada.

Como no troço anteriormente descrito, os "fácies" lântico e lótico estão bem diferenciados. A largura média da secção molhada varia entre os 2 e os 5 m, a profundidade média é de 1 m e o declive do troço é de 0,1%, o mais baixo observado em todo o rio. Este declive, no entanto, não é impeditivo do transporte de materiais, devido ao elevado escoamento de água das encostas alcantiladas, de declive acentuado.

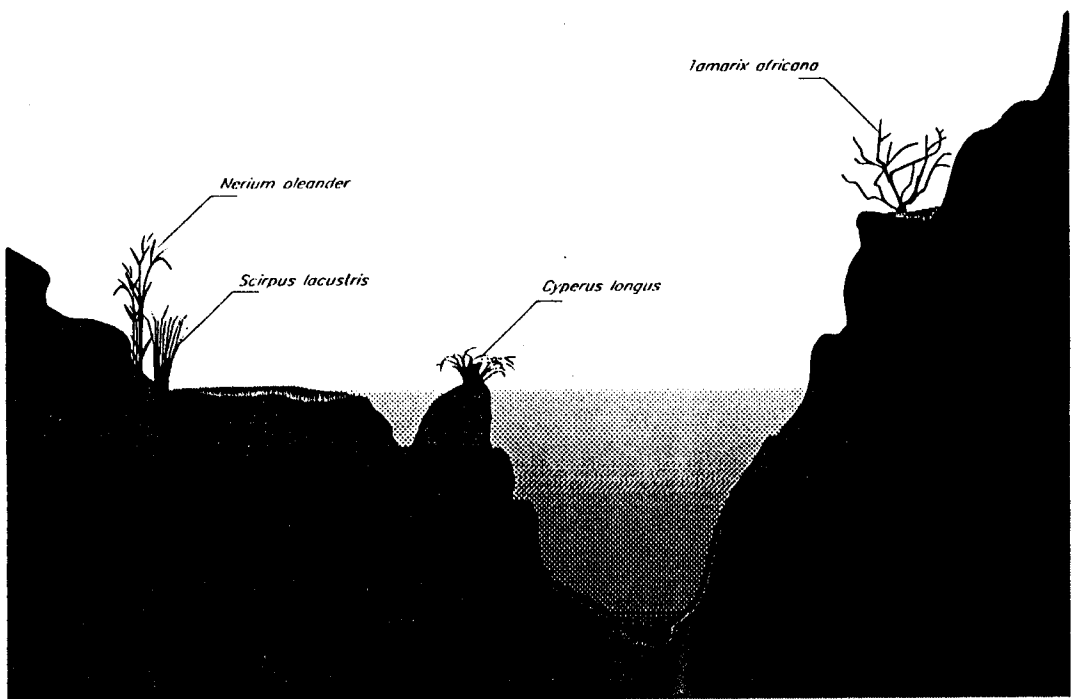


FIGURA 4.4 - Zona inferior - corte esquemático

No Verão, o rio deixa de correr no final de Junho. Os macrófitos são praticamente inexistentes. A vegetação ripícola é muito incipiente. Aparece sobretudo *Nerium oleander* L., *Securinega tinctoria* (L.) e *Tamarix africana* Poiret, sendo raro o género *Salix* (Figura 4.4).

Estação 9

Longitude: 7° 33' 51" W
Latitude: 38° 20' 20" N
Altitude: 120 metros

A estação foi amostrada em Janeiro, Abril, Junho e Agosto, de 1989. As fortes enxurradas ocorridas no Outono de 1989 inviabilizaram o acesso, não permitindo efectuar as restantes campanhas programadas.

Localiza-se a 58,1 Km da nascente e insere-se numa zona de encostas alcantiladas formadas por grandes blocos de xistos-grauváquicos pontiagudos. Os terrenos menos alcantilados estão ocupados por *Quercus suber* L., *Quercus rotundifolia* Lam., *Eucalyptus globulus* Labill. e matos densos de *Cistus ladanifer* L.

O rio, neste local, apresenta número de ordem 4, uma largura média de secção molhada de 2,5 m e uma profundidade média de 0,5 m.

Os "fácies" lântico e lótico estão nitidamente diferenciados. O substrato grosseiro, característico das zonas com corrente, é constituído por rochas com pedras e cascalho. O "fácies" lântico representa uma zona de deposição, que seca durante o Verão. Nessa época do ano o rio deixa de correr, formando-se um pego fundo (de aproximadamente 2 m de profundidade) na zona do substrato rochoso.

Os macrófitos nunca atingem o desenvolvimento de montante. São constituídos essencialmente por *Scirpus lacustris* L. e *Cyperus longus* L.

A vegetação ripícola é escassa, estando representada por *Nerium oleander* L. e *Securinega tinctoria* (L.).

Estação 10

Longitude: 7° 33' 22" W
Latitude: 38° 17' 49" N
Altitude: 108 metros

A estação corresponde à zona de confluência da ribeira da Amieira com o rio Degebe. A inclusão deste ponto teve como objectivo avaliar o impacte da entrada de um afluente sobre as comunidades biológicas.

Durante os meses de Novembro e Dezembro, aproximadamente dois meses por ano, a ribeira da Amieira transporta, durante 2 Km, os efluentes de um lagar de azeite. A entrada destes efluentes é bem visível no rio Degebe devido à coloração negra da água (águas russas). Pretendeu-se também, durante o tempo de laboração do lagar, avaliar a capacidade do meio receptor na depuração dos "inputs" poluentes. O local dista apenas 400 m da estação a jusante (e 63,2 Km da nascente), o que possibilita a comparação de resultados.

Neste local, o rio foi amostrado nos dois anos que decorreu o trabalho de campo (doze períodos de amostragem). Em Setembro de 1990 a ribeira da Amieira secou, não tendo sido efectuada a amostragem.

A estação apresenta número de ordem 4, uma largura média de secção molhada de 3 m e uma profundidade média de 0,6 m.

O substrato é formado principalmente por calhaus, pedras e partículas finas (<2 mm).

Imediatamente a jusante do local de amostragem existe um afloramento de metavulcanitos extrusivos, que formam um pego fundo (mais de 2 m de profundidade) onde a água permanece durante todo o Verão.

Os macrófitos revelam-se pouco abundantes, com predominância de *Scirpus lacustris* L. e *Cyperus longus* L.

Os terrenos limítrofes são menos alcantilados que na estação 10, estando ocupados por *Quercus suber* L., *Quercus rotundifolia* Lam. e *Cistus ladanifer* L.

Estação 11

Longitude: 7° 33' 11" W

Latitude: 38° 17' 44" N

Altitude: 105 metros

A estação foi amostrada em 1989 e 1990 (treze períodos de amostragem). Localiza-se a 63,6 Km da nascente e corresponde a um local com número de ordem 4, com uma largura média de secção molhada de 8 m e com uma profundidade média de 0,8 m.

Os "fácies" léntico e lótico estão bem diferenciados. Em zona de corrente o substrato é constituído por grandes blocos e em menores proporções, por calhaus, pedras, cascalho e areia grossa. O "fácies" léntico corresponde a zonas de deposição, estando o substrato formado por partículas finas.

Os macrófitos são pouco abundantes, estando representados por *Cyperus longus* L. e *Scirpus lacustris* L.

A vegetação ripícola é incipiente, constituída por *Nerium oleander* e *Securinega tinctoria* (L.).

Estação 12

Longitude: 7° 29' 52" W

Latitude: 38° 13' 24" N

Altitude: 80 metros

Foi estudada durante 1989 e no Inverno, na Primavera e no Outono, de 1990 (sete períodos de amostragem). Localiza-se a 76,8 km da nascente e a, aproximadamente, 2 Km da foz, numa zona de encostas declivosas ocupadas por *Quercus suber* L., *Quercus rotundifolia* Lam. e matos densos de *Cistus ladanifer* L. Apresenta número de ordem 4, uma largura média da secção molhada de 2,5 m e uma profundidade média de 0,5 m.

Durante o período de maior corrente, os "fácies" léntico e lótico estão diferenciados.

O substrato é constituído por blocos, calhaus e pedras em "fácies" lótipo, e partículas finas nas zonas de remanso, sem corrente. Durante o Verão a água fica confinada a poças de substrato formado por pedras, cascalho e areia.

Os macrófitos revelam-se pouco abundantes, com predominância de *Cyperus longus* L. e *Scirpus lacustris* L. A vegetação ripícola é escassa e, como na estação 11, está representada por *Nerium oleander* L. e *Securinega tinctoria* (L.).

DESCRITORES FÍSICO-QUÍMICOS E PRODUTORES PRIMÁRIOS

A organização espacial das comunidades biológicas é a resultante mais espectacular da dinâmica fluvial, estruturada no sentido da corrente segundo um eixo quase horizontal. Teorias holísticas têm sido propostas, considerando que a estrutura longitudinal de um curso de água define a base do seu funcionamento como ecossistema.

Algumas teorias baseiam-se em padrões zonais de distribuição das comunidades biológicas (e.g. HUET, 1949; ILLIES & BOTOSANEANU, 1963; VERNEAUX, 1973, 1976a, 1976b, 1977a, 1977b, 1981; STATZNER & HIGLER, 1986), enquanto outras consideram o rio como um gradiente de condições ambientais afectando a distribuição e actividade dos organismos (e.g. VANNOTE *et al.*, 1980; WARD & STANFORD, 1983a, 1983b; MINSHALL *et al.*, 1985a). Uma diferença essencial entre as duas abordagens reside na consideração de comunidade. No primeiro caso, descontinuidades longitudinais diferenciam zonas com características homogéneas onde se desenvolvem distintas comunidades. Na segunda teoria, o ecossistema é considerado como um padrão contínuo de espécies sucessivas, em resposta ao gradiente ambiental que se estabelece.

As duas teorias (zonação e contínuo lótico) foram baseadas e desenvolvidas em rios não perturbados, adaptando-se com dificuldade e com restrições à realidade de outros sistemas. Se um ecossistema lótico está espacialmente estruturado com base em "inputs" de energia exógena, poderá resultar uma estrutura em mosaico ao longo do gradiente longitudinal (NAIMAN *et al.*, 1988; PRINGLE *et al.*, 1988). A heterogeneidade espaço/tempo de "inputs" de energia, induz alterações físicas que se reflectem nas comunidades biológicas, desenvolvendo-se descontinuidades em zonas relativamente homogéneas.

Recentemente, a teoria do contínuo lótico baseada na análise de gradientes foi alargada, reconhecendo-se uma organização espacial por uma série de discretos mosaicos contínuos, que definem situações ecológicas distintas, e baseadas em características geomorfológicas, físicas e químicas (NAIMAN *et al.*, 1988; PRINGLE *et al.*, 1988; TOWNSEND, 1989). As fronteiras entre mosaicos podem ser descritas como zonas de transição com características físico-químicas específicas e com propriedades bióticas e fluxo de energia próprios, mas sempre em interacção com os sistemas ecológicos adjacentes (NAIMAN *et al.*, 1988), ou seja um ecótone (HOLLAND, 1988).

Os rios regulados apresentam uma organização longitudinal que pode ser complexa. WARD & STANFORD (1983a) basearam-se nos efeitos que a interrupção do caudal poderia causar ao longo do gradiente longitudinal, para formulação de um modelo teórico conceptual que descreve a estrutura ecológica de rios perturbados. Esta hipótese teórica é fundamentada na premissa de que uma barragem provoca uma descontinuidade no contínuo lótico. A descontinuidade reflecte-se nos parâmetros fisico-químicos, nos componentes bióticos ao nível das populações e das comunidades e, obviamente, no funcionamento do ecossistema. O sistema a jusante será forçado a recuperar no tempo e no espaço e a adquirir um novo equilíbrio dinâmico. Esta ideia pode ser generalizada, assumindo-se que tanto os processos naturais como a actividade humana podem introduzir perturbações que afectam o contínuo (RESH *et al.*, 1988).

Os rios mediterrânicos são usualmente caracterizados em função de perturbações associadas com o regime irregular da corrente (SABATER & ARMENGOL, 1986; SABATER *et al.*, 1990, 1991). Esta irregularidade aparece claramente acentuada em rios temporários ou intermitentes.

Na região do Alentejo, a variabilidade sazonal das precipitações, da temperatura, da insolação e da evaporação, reflectem-se no regime hidrológico de rios de pequeno declive como o Degebe. As fortes enxurradas verificadas em períodos de grande precipitação opõem-se ao período seco do Verão, que apresenta temperaturas elevadas e grande insolação, com consequente evaporação de água e interrupção do caudal superficial (Capítulo 2).

As enxurradas constituem um dos fenómenos hidrológicos naturais mais característicos das bacias mediterrânicas (SUNBORG, 1983). Ligadas a distintos factores ambientais caracterizadores da bacia de drenagem (climáticos, geológicos e topográficos), as enxurradas foram descritas como acontecimentos catastróficos e perturbadores da dinâmica fluvial, com efeitos sobre a composição fisico-química da água (FISHER & MINCKLEY, 1978), sobre os organismos aquáticos (FISHER *et al.*, 1982) e sobre a quantidade de materiais transferidos ao longo da bacia (STATZNER *et al.*, 1988).

Com a finalidade de facilitar a interpretação dos resultados apresentados, indicam-se as épocas e estações de amostragem em que, ao longo do trabalho de campo, foram registadas situações de enxurradas ou de precipitações elevadas:

- Em Abril de 1989, nos últimos dias de trabalho de campo, foram registadas grandes quedas de precipitação que desencadearam uma enxurrada no dia em que as estações 8, 10 e 11 foram amostradas;
- Em Junho de 1989 nas estações 6, 7 e 8, a água apresentava uma elevada turvação devido aos efeitos da precipitação, ocorrida três dias antes de iniciada a campanha, na zona de Montoito;
- Nos meses de Novembro e Dezembro de 1989 foram registadas grandes quedas de precipitação, tendo-se desencadeado uma enorme enxurrada que inviabilizou a realização do trabalho de campo durante esse período;
- No mês de Novembro de 1990, os efeitos da precipitação, ocorrida cinco dias antes de iniciada a campanha, foram visíveis ao longo de todo o rio devido à elevada turvação da água.

5.1 Descritores físico-químicos da água

5.1.1 Regime hidrológico e velocidade da corrente

O período em que um rio temporário apresenta caudal superficial e o tempo de duração desse mesmo caudal, são factores determinante das comunidades biológicas (WILLIAMS, 1987), influenciadas por numerosas características hidrológicas, tais como a velocidade da corrente, o tipo de corrente (turbulenta ou laminar) e o escoamento. STATZNER *et al.* (1988) consideram que a velocidade da corrente fornece mais informação sobre o ecossistema do que medidas de caudal e escoamento. Constitui um descritor físico de extrema importância, determinante da actividade metabólica dos organismos e do seu comportamento (e.g. STEVENSON, 1983; WOTTON, 1985; DAVIS, 1986; OTTO & SJÖSTRÖM, 1986; REITER & CARLSON, 1986; STEINMAN & McINTIRE, 1986; BIGGS & CLOSE, 1989; BIGG *et al.*, 1990; HORNER *et al.*, 1983, 1990).

Quadro 5.1 - Análise sumária de estatística descritiva referente a descritores físico-químicos

	Velocidade da corrente* (m/s)	Sól. totais susp.(mg/l)	MOP (mg/l)	Temp. (°C)	OD (mg/l)	pH	Condutividade (µmhos/cm)	Dureza (meq/l)
Dimensão da amostra	68	113	113	113	113	113	46	46
Média	0,69	42,6	12,3	17,1	8,47	8,06	472,7	3,75
Mediana	0,60	20,0	7,2	15,5	8,40	8,20	424,0	3,48
Moda	0,35	20,0	8,0	11,5	7,50	8,20	726,0	3,20
Média geométrica	0,58	22,0	7,0	15,7	8,28	8,04	458,1	3,61
Variância	0,16	5878,5	316,8	47,8	3,12	0,23	15814,4	1,15
Desvio padrão	0,40	76,7	17,8	6,9	1,77	0,48	125,8	1,07
Erro padrão	0,05	7,2	1,7	0,7	0,17	0,05	18,5	0,16
Mínimo	0,13	2,0	0,5	6,0	4,47	6,75	312,0	2,00
Máximo	1,95	680,0	122,2	31,5	12,78	9,16	828,0	6,00
Amplitude de variação	1,82	678,0	121,7	25,5	8,31	2,41	516,0	4,00
Quartil inferior	0,36	11,4	3,5	11,5	7,39	7,70	392,0	2,88
Quartil superior	0,91	40,8	13,3	23,1	9,46	8,32	548,0	4,66
Amplitude inter quartil	0,55	29,4	9,8	11,6	2,07	0,62	156,0	1,78
Simetria	0,94	5,8	4,5	0,3	0,05	-0,32	1,1	0,48
Curtose	0,52	43,5	24,7	-1,1	-0,10	-0,19	0,3	-0,80

* Vector velocidade de corrente em semestre com caudal

O rio Degebe corre com uma velocidade variável durante o período compreendido entre Outubro/Novembro e Maio/Junho. No final da Primavera, e durante todo o Verão, a água fica retida em poças ou pegos, consoante as características do substrato. Durante esse período, só a água subterrânea contribui para a manutenção do seu nível superficial (HYNES, 1983). A comprovação de que, durante o Verão, a água corre subterraneamente, é dada pela humidade que o substrato apresenta em zonas secas e pelos macrófitos que aí se desenvolvem. VALETT *et al.* (1990) referem que, em rios situados em zonas semi-áridas dos

E.U.A., o maior volume de água existe na zona hiporreica, podendo apresentar-se três a quatro vezes superior à água que escoa superficialmente.

A duração dos dois semestres (com caudal e sem caudal superficial) varia ao longo do rio. Na zona a montante da albufeira, os dois semestres apresentam aproximadamente a mesma duração (6 meses), correspondendo o semestre com características lóticicas ao período de Novembro a Abril. Nas duas zonas inferiores, a água deixa de correr no final de Maio ou Junho, mantendo-se em poças ou pegos durante Julho, Agosto e Setembro.

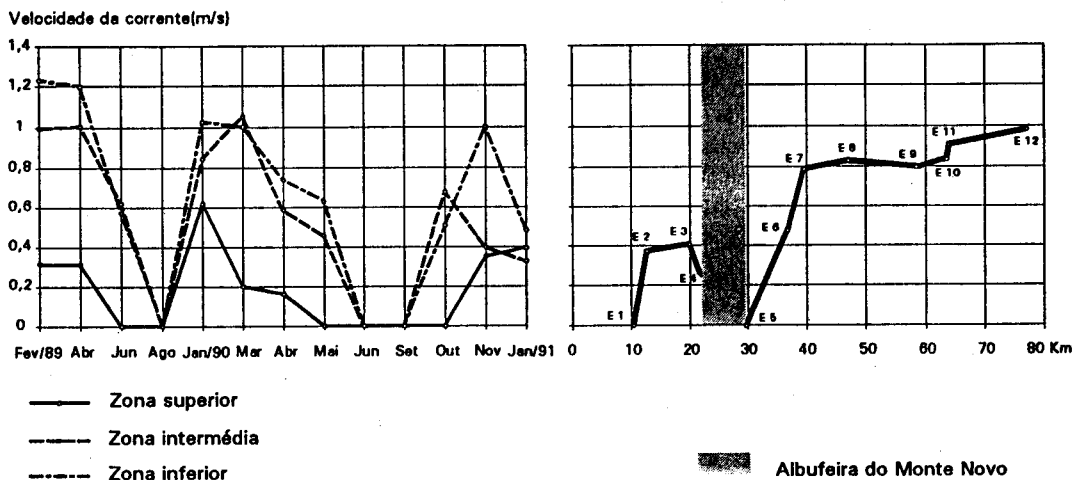


FIGURA 5.1 - Variação média temporal da velocidade da corrente, ao longo do período estudado, na zona superior, na zona intermédia e na zona inferior do rio Degebe. Variação média espacial da velocidade da corrente em semestre com caudal, ao longo do rio Degebe.

A zona a montante da albufeira do Monte Novo apresenta, ao longo do ano, velocidades médias de corrente inferiores às observadas a jusante (Figura 5.1); segundo a escala de BERG (1943 *in* BOURNAUD, 1963), a velocidade da corrente variou de moderada (0,25-0,50 m/s) a muito lenta (<0,10 m/s). Nas duas zonas inferiores a intensidade média da corrente é superior e, segundo a mesma escala, variou de muito rápida (>1,0 m/s) a lenta (0,10-0,25 m/s).

No Quadro 5.1 apresentam-se os valores estatísticos do vector velocidade de corrente, calculados para todo o rio durante o semestre com caudal. Na Figura 5.2 representam-se graficamente alguns dos parâmetros referidos, através do método "BOX-AND-WHISKER". Nesta última figura, a caixa central cobre 50% dos valores totais, situados entre o quartil superior e o inferior. A linha horizontal estende-se entre o valor mínimo e o máximo, e a linha vertical, dentro da caixa, representa a mediana da amostra. Repare-se que o limite superior da linha horizontal não corresponde ao valor máximo detectado (1,95 m/s). Esse valor é um "outlier", fora da mancha de variação e que, por isso, é projectado isoladamente.

Os valores da velocidade da corrente, acima do quartil superior, foram observados a jusante da barragem. Dentro destes, os mais elevados correspondem a medições efectuadas

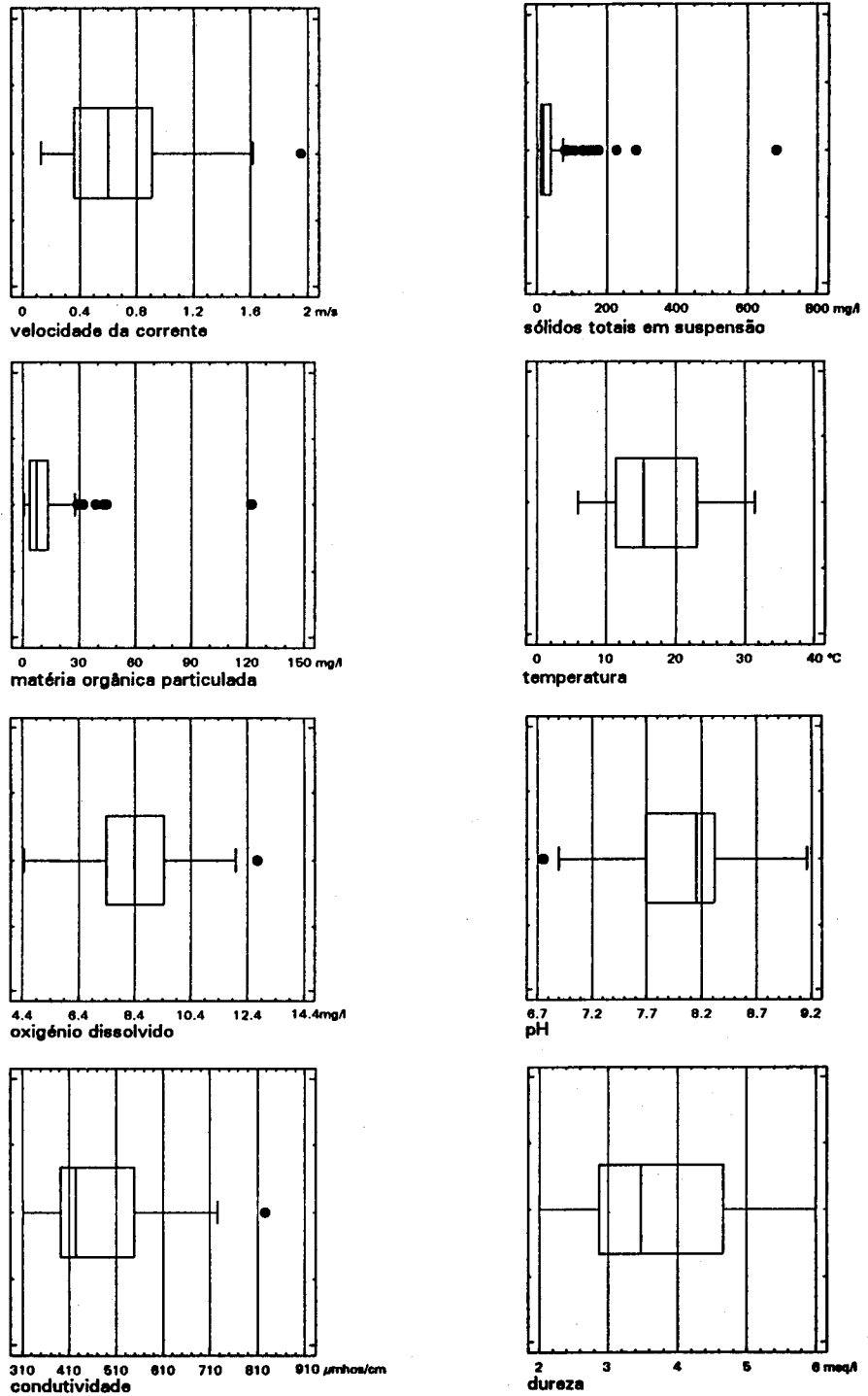


FIGURA 5.2 - Representação gráfica de parâmetros estatísticos referentes ao vector de dados de descritores físico-químicos. Método BOX-AND-WHISKER (valores máximo e mínimo, "outliers", mediana, quartil superior e quartil inferior).

em Abril de 1989 durante a enxurrada, correspondendo o "outlier" à determinação realizada na estação 8 (ANEXO B). As velocidades de corrente mais reduzidas, abaixo do quartil inferior, referem-se, sobretudo, a valores registados na zona a montante da albufeira.

Contrariamente ao descrito na teoria do contínuo lótico (VANNOTE *et al.*, 1980), a intensidade da corrente aumenta para jusante (Figura 5.1), reflectindo, sobretudo, as características topográficas do terreno: plano ou levemente inclinado na zona de cabeceira; moderadamente inclinado na zona intermédio; fortemente inclinado na zona inferior. A comprovação estatística dessa tendência é dada pela relação existente entre a velocidade da corrente (variável dependente) e a distância geográfica à nascente (variável independente), e que se traduz por uma regressão linear significativa ($p < 0,001; F = 25,133$), em que a distância geográfica à nascente explica 71,54% da variância existente no vector velocidade da corrente:

$$\text{velocidade da corrente} = 0,026 + 0,013 \text{ distância geográfica}$$

A estação 5 representa um local com características lênticas e reflecte a descontinuidade provocada pela barragem, que impede a circulação da água para jusante. Este local corresponde a um início de troço com características hidrológicas semelhantes à estação 1, localizada na zona de cabeceira.

5.1.2 Sólidos totais em suspensão

A amplitude máxima de variação e o desvio padrão, calculados para os sólidos totais em suspensão durante o período estudado, foram extremamente elevados, reflectindo a variabilidade das concentrações registadas (Quadro 5.1). O valor mínimo de 2,0 mg/l foi observado no mês de Agosto de 1989 na estação 5 (ANEXO B). O valor máximo de 680,0 mg/l foi registado na estação 11, no mês de Abril de 1989 durante uma enxurrada (ANEXO B). Concentrações tão elevadas resultam do potencial erosivo das águas de escorrência, que arrastam grande quantidade de matéria em suspensão.

Observando a Figura 5.2 verifica-se que os valores mais elevados, superiores a 70,1 mg/l, são "outliers". Estes correspondem, na sua maioria, a observações efectuadas em duas situações muito distintas: situação de enxurrada ou após forte precipitação e interrupção do caudal no Verão. A origem dos sólidos totais em suspensão deverá ser diferente para os dois conjuntos de observações. Durante as enxurradas, os sólidos totais em suspensão apresentam uma grande componente alóctone, proveniente dos locais de escorrência da água (WEBSTER *et al.*, 1979). Em semestre de características lênticas, a concentração em sólidos totais em suspensão evidenciou uma elevada proporção orgânica (Figura 5.4: mês de Agosto de 1989; Junho e Setembro de 1990), com probabilidade de ser produzida no próprio sistema (matéria orgânica autóctone). As elevadas temperaturas observadas e a grande superfície de exposição que o rio apresenta, devido à reduzida vegetação ripícola de margem, contribuem para o aumento de produtividade (MINSHALL, 1978), que, em sistemas lênticos, se deve fundamentalmente às algas unicelulares em suspensão, componente importante da matéria orgânica particulada - MOP - (WEBSTER *et al.*, 1979).

Os valores mais reduzidos de sólidos totais em suspensão, abaixo do quartil inferior, referem-se, em grande parte, a observações efectuadas na zona superior do rio, na estação 5, localizada imediatamente a seguir à barragem, e na estação 10, situada junto à confluência de um tributário (ribeira da Amieira) (ANEXO B). Nestes dois locais verificam-se descontinuidades em relação à tendência média de evolução do parâmetro ao longo do rio (Figura 5.3). A descontinuidade no ponto 5 deve-se à barragem, que impede o transporte das partículas para jusante. As albufeiras actuam geralmente como bacias de sedimentação, impedindo o transporte do sedimento e dos detritos (ARMITAGE, 1977, 1979; KONDRATIEFF & SIMMONS, 1984; WARD & STANDFORD, 1985). Na estação 10, a entrada de água proveniente do afluente tem, por vezes, um efeito de diluição dos sólidos totais em suspensão (ANEXO B).

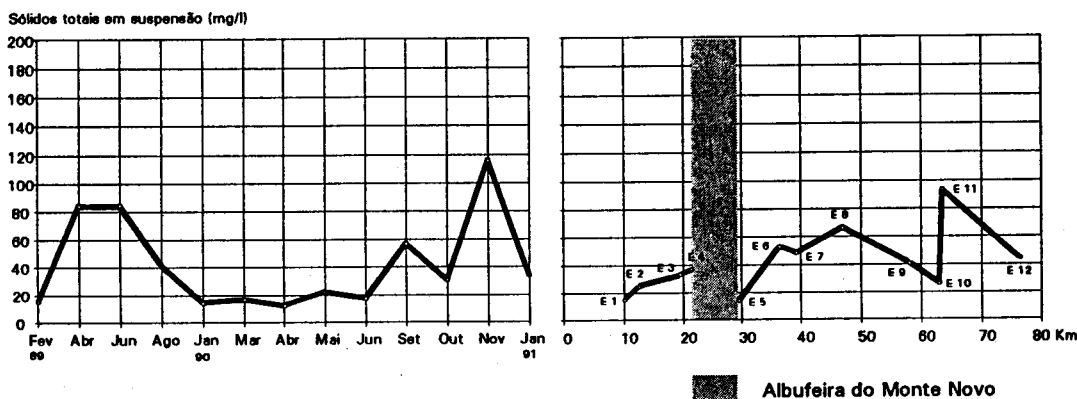


FIGURA 5.3 - Variação média temporal dos sólidos totais em suspensão, ao longo do período estudado e variação média espacial dos sólidos totais em suspensão, ao longo do rio Degebe

As estações 1 e 5, situadas em inícios de troços, têm em comum a quase inexistência de caudal durante o ano (apenas em Janeiro de 1990 se registou corrente nestas duas estações). A corrente parece estabelecer uma associação positiva com os sólidos totais em suspensão, devido ao mecanismo de arrastamento que ela própria provoca, como estatisticamente se comprova pela correlação positiva calculada, em semestre com caudal ($r=0,267$; $p<0,05$; $n=68$).

Durante uma enxurrada, ORTEGA *et al.* (1988) verificaram que os sólidos totais em suspensão representaram o parâmetro físico mais positivamente correlacionado com o caudal. No rio Degebe foi, sobretudo nos meses em que nalgumas estações se verificaram situações de enxurrada ou efeitos de fortes precipitações (Abril e Junho de 1989, Novembro de 1990), que os valores médios dos sólidos totais em suspensão foram mais elevados (Figura 5.3). Em Abril de 1989, os sólidos totais em suspensão analisados nas estações 8, 10 e 11 representaram 91,25% do total registado nessa campanha. Em Junho de 1989, as concentrações de sólidos totais em suspensão nas estações 6, 7 e 8

correspondem a 58,74% do total determinado nos doze locais de colheita. Em Novembro de 1990, a precipitação caída cinco dias antes de iniciada a campanha provocou uma grande concentração de sólidos totais em suspensão na água, detectada em todo o rio. Como referem STATZNER *et al.* (1988), as variações mais comuns de sólidos em suspensão ao longo do ano resultam de fenómenos de enxurrada.

5.1.3 Matéria orgânica particulada em suspensão (MOP)

A matéria orgânica particulada apresentou, para o total das determinações efectuadas, uma amplitude de variação e um desvio padrão elevados (Quadro 5.1). O valor mínimo de 0,5 mg/l foi detectado em Fevereiro de 1989 na estação 1. O valor máximo de 122,2 mg/l foi registado em Agosto de 1989, na estação 6 (ANEXO B).

Tal como para os sólidos totais em suspensão, na Figura 5.2 verifica-se a existência de "outliers" (valores superiores a 28,0 mg/l). Estes valores foram igualmente registados durante ou após enxurradas, e em época estival sem corrente. As considerações apresentadas, sobre a diferente origem dos sólidos totais em suspensão nas duas situações em que se registaram "outliers", devem ser aplicadas à matéria orgânica: origem alóctone em situações de enxurradas ou de fortes precipitações, produção autóctone durante a época estival sem corrente.

Observando a variação média espacial da matéria orgânica particulada ao longo do rio, notam-se, tal como para os sólidos totais em suspensão, efeitos descontínuos nas estações 5 e 10, localizadas, respectivamente, a seguir à barragem e na confluência da ribeira da Amieira com o rio Degebe, assim como na estação 6 (Figura 5.4). Nesta estação, a reduzida profundidade da água verificada em Agosto, numa situação ambiental sem caudal, proporcionou condições óptimas para uma rápida colonização do fitoplâncton. Consequentemente, a concentração de matéria orgânica particulada foi muito elevada (efeito de mosaico ao longo do gradiente longitudinal), com reflexo no valor médio calculado para essa estação.

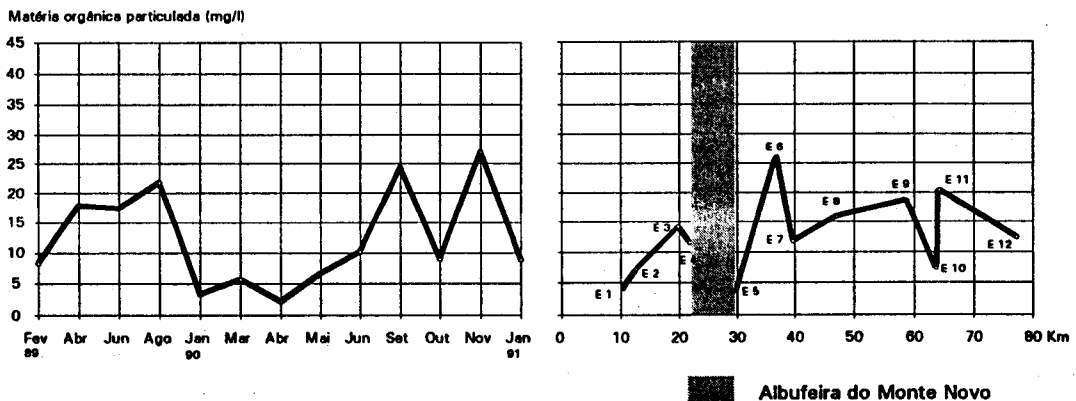


FIGURA 5.4 - Variação média temporal da matéria orgânica particulada, ao longo do período estudado e variação média espacial da matéria orgânica particulada, ao longo do rio Degebe

A variação média temporal de MOP pode ser observada na Figura 5.4, onde se nota superioridade relativa durante o Verão (em semestre sem corrente), e em períodos do ano em que algumas estações foram amostradas em situação de ou após fortes precipitações. No mês de Abril de 1989, as estações em que se verificou o efeito da enxurrada contribuíram com 74,19% para o total de MOP registado nessa campanha. Em Junho de 1989, a contribuição das estações 6, 7 e 8 foi de 44,53%. Em Novembro de 1990 o efeito da precipitação foi detectado em todas as estações. Em consequência, foi nessa campanha que se registou o valor médio mais elevado. Como referem WEBSTER *et al.* (1979), máximas concentrações de MOP estão normalmente associadas com episódicas descargas de materiais relacionadas directa ou indirectamente com a precipitação. A corrente é outro parâmetro que frequentemente surge correlacionado positivamente com concentrações de MOP (WETZEL & MANY, 1977; MALMQVIST *et al.*, 1978). No rio Degebe, a correlação entre os dois parâmetros, em semestre com caudal, é significativa ($r=0,274$; $p<0,05$; $n=68$), o que evidencia a importância da corrente como factor de aumento da matéria orgânica.

5.1.4 Temperatura

Da observação dos valores da temperatura da água registados no rio Degebe, verificou-se a existência de uma grande amplitude térmica sazonal (Quadro 5.1 e Figura 5.5). O valor mínimo de 6,0°C foi registado na estação 4, no mês de Janeiro de 1991, e o valor máximo de 31,5°C foi observado na estação 8, durante mês de Agosto de 1989 (ANEXO B). Amplitudes sazonais da mesma ordem de grandeza (25,0°C) têm sido registadas em rios temporários na Austrália (BOULTON & SUTER, 1986) e em alguns rios da Península Ibérica, nomeadamente o Guadiana (CATALAN LAFUENTE & CATALAN ALONSO, 1987).

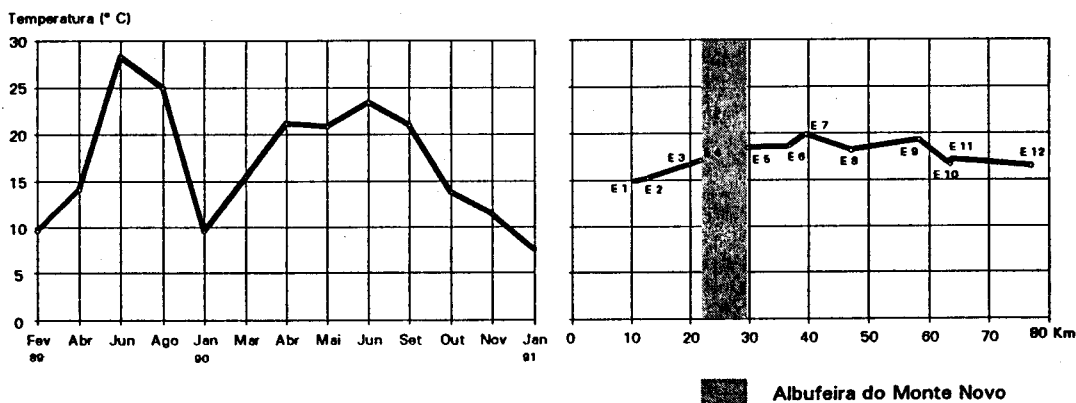


FIGURA 5.5 - Variação média temporal da temperatura da água, ao longo do período estudado e variação média espacial da temperatura da água, ao longo do rio Degebe

A temperatura da água de sistemas lóticos que apresentam amplas superfícies de exposição (canópiá reduzida), sofre grande influência das condições atmosféricas (WARD,

1985). No rio Degebe, 25% dos valores mais elevados, acima do quartil superior, foram, sobretudo, obtidos durante o Verão, em semestre sem corrente. Os valores mais reduzidos, abaixo do quartil inferior, foram, obviamente, observados no Inverno.

Observando a Figura 5.5, referente à variação média espacial ao longo do rio, verifica-se que as temperaturas mais elevadas foram medidas na zona intermédia.

Contrariamente ao referido por LEHMKUHL (1972), GORE (1977), WARD & STANFORD (1983a) e PERRY *et al.* (1986), no rio Degebe e em relação à temperatura, não se verificou descontinuidade provocada pela barragem (estação 5). Tal facto deve estar relacionado com as características da albufeira (retenção de água), não se tendo registado, durante o período estudado, descargas de água que pudessem alterar as condições térmicas desenvolvidas no local imediatamente a jusante.

5.1.5 Oxigénio dissolvido

A amplitude de variação do oxigénio dissolvido foi de 8,31 mg/l, com um desvio padrão de 1,77 mg/l (Quadro 5.1). Os valores mais elevados, acima do quartil superior, foram observados durante os meses de Primavera e de Verão, e correspondem a sobre-saturações. O valor máximo, para o qual foi determinada uma percentagem de saturação de 130%, é um "outlier" (Figura 5.2) e foi observado na estação 6, no mês de Abril de 1989 (ANEXO B). Os valores mais reduzidos, abaixo do quartil inferior, correspondem, na sua maioria, a observações efectuadas em Abril de 1989 durante a enxurrada, ao valor registado em Junho de 1989 na estação 8 após fortes precipitações (valor mínimo 4,47 mg/l - 47% de saturação) e a todas as medições efectuadas na estação 2, para a qual o valor médio foi de 5,99 mg/l.

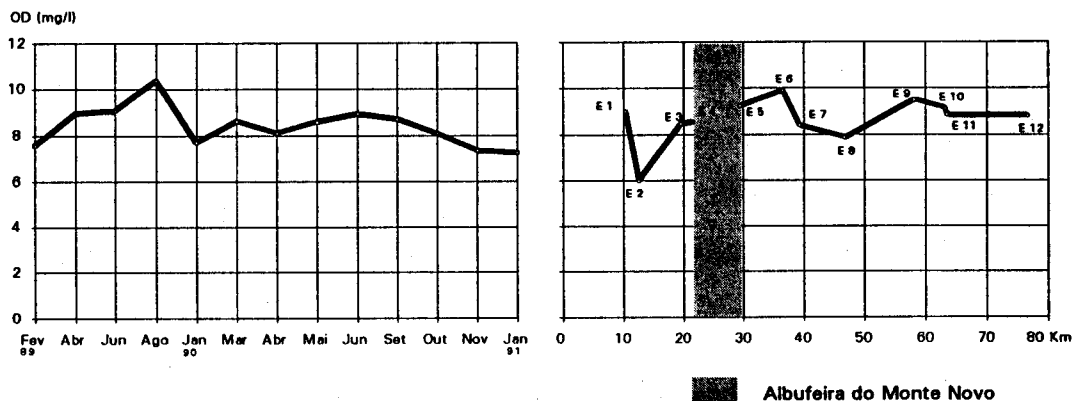


FIGURA 5.6 - Variação média temporal do oxigénio dissolvido, ao longo do período estudado e variação média espacial do oxigénio dissolvido, ao longo do rio Degebe

Observando as Figuras 5.5 e 5.6, verifica-se que as variações médias temporais do oxigénio dissolvido e da temperatura da água apresentam a mesma tendência, com valores

mais elevados na Primavera e no Verão e inferiores no Inverno. Tal facto é comprovado pelo coeficiente de correlação positivo existente entre os dois parâmetros ($r=0,452$; $p<0,001$; $n=113$). A solubilidade do oxigénio na água é função inversa da temperatura. No entanto, temperaturas elevadas favorecem o desenvolvimento das comunidades de produtores primários com o consequente aumento do oxigénio, por via fotossintética (HYNES, 1970). A correlação positiva entre o oxigénio dissolvido e a temperatura querará dizer que, no rio Degebe, são sobretudo os processos biológicos os principais responsáveis pela variação do oxigénio na água.

Na variação média do oxigénio dissolvido ao longo do rio (Figura 5.6) detecta-se uma acentuada quebra na estação 2, provavelmente devida ao elevado ensombramento, limitativo da produtividade primária. Na estação 8 verifica-se uma diminuição do oxigénio dissolvido, causada por dois valores registados: um, durante a enxurrada de Abril de 1989 (4,70 mg/l) e o outro, devido à queda de precipitação em Junho de 1989 (4,47 mg/l).

5.1.6 pH

A amplitude máxima de variação do pH foi de 2,40 (Quadro 5.1). O valor mínimo é um "outlier" (Figura 5.2) e foi registado na estação 8, no mês de Junho de 1989, depois de intensa precipitação (ANEXO B). Durante essa campanha, os três valores mais reduzidos foram observados nas estações que sofreram a influência de diluição da água das chuvas (Est.6-7,30; Est.7-6,90; Est.8-6,75). ORTEGA *et al.* (1988) registaram, igualmente, uma quebra de valores do pH, a seguir a uma enxurrada, num rio temporário localizado no NE de Espanha.

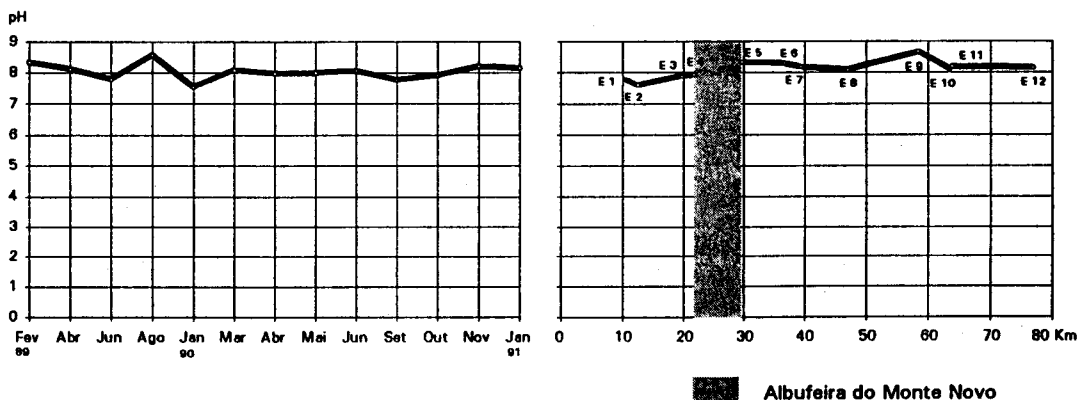


FIGURA 5.7 - Variação média temporal do pH da água, ao longo do período estudado e variação média espacial do pH da água, ao longo do rio Degebe

Em 1989, os valores mais elevados de pH, acima do quartil superior, foram, sobretudo, observados durante Fevereiro e Agosto, mês em que, na estação 6, foi registado o valor máximo (9,16). Em 1990 os valores mais elevados incidiram nos meses de Maio e Junho

em situações sem caudal. Os valores mais reduzidos, inferiores a 7,70 (quartil inferior), referem-se, na sua maioria, a observações efectuadas nas duas estações de cabeceira (Figura 5.7). Geologicamente, esta zona é predominantemente granítica de características ácidas (Capítulo 2), reflectindo-se numa ligeira diminuição dos valores do pH.

Ao longo do período estudado, os valores médios do pH foram relativamente constantes (Figura 5.7). Exceptua-se, no entanto, a determinação média mais elevada, referente ao mês de Agosto de 1989 (8,58), e o valor mais reduzido, atribuído ao mês de Janeiro de 1990 (7,55). Refira-se que esta campanha foi efectuada após as grandes enxurradas que ocorreram nos meses de Novembro e Dezembro do ano anterior.

5.1.7 Condutividade e dureza

A condutividade e a dureza só foram determinadas em 1990 e Janeiro de 1991 (segundo ano em que decorreu o trabalho de campo).

A condutividade apresentou uma amplitude máxima de 516,0 $\mu\text{mhos/cm}$ e um desvio padrão de 125,8 $\mu\text{mhos/cm}$ (Quadro 5.1). O valor mínimo de 312,0 $\mu\text{mhos/cm}$ foi detectado em Junho na estação 4. O valor máximo registado em Setembro na estação 8, foi de 828,0 $\mu\text{mhos/cm}$ (ANEXO B). Este é no entanto, um "outlier", apresentando-se isolado na representação gráfica observada na Figura 5.2.

A amplitude máxima da variação para a dureza da água foi de 4,00 meq/l, com um desvio padrão de 1,07 meq/l (Quadro 5.1). O valor máximo de 6,00 meq/l ocorreu em Junho na estação 8 e o valor mínimo foi registado nas estações 8 e 10, no mês de Março (ANEXO B).

A condutividade e a dureza apresentaram valores relativamente elevados, indicando uma considerável mineralização da água.

Comparando as Figuras 5.8 e 5.9, nota-se a mesma tendência de evolução média, existindo uma correlação positiva entre os dois parâmetros ($r=0,76$; $p<0,001$; $n=46$).

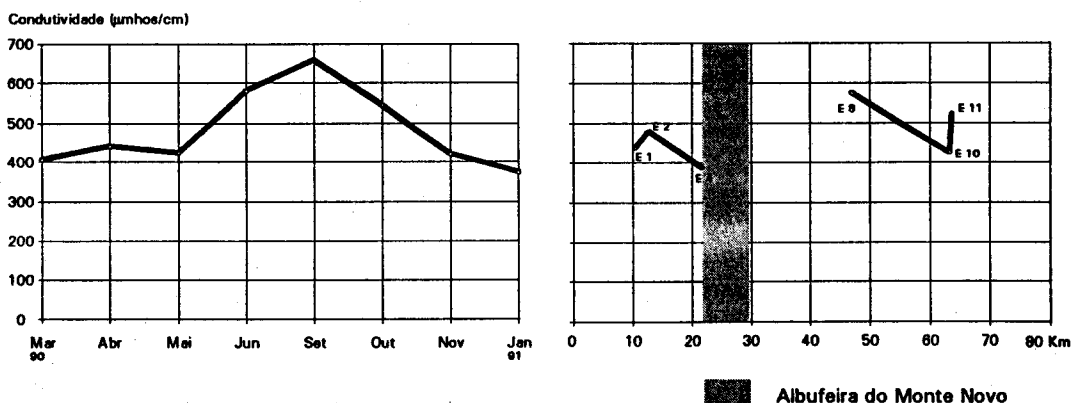


FIGURA 5.8 - Variação média temporal da condutividade da água, ao longo do período estudado e variação média espacial da condutividade da água, ao longo do rio Degebe

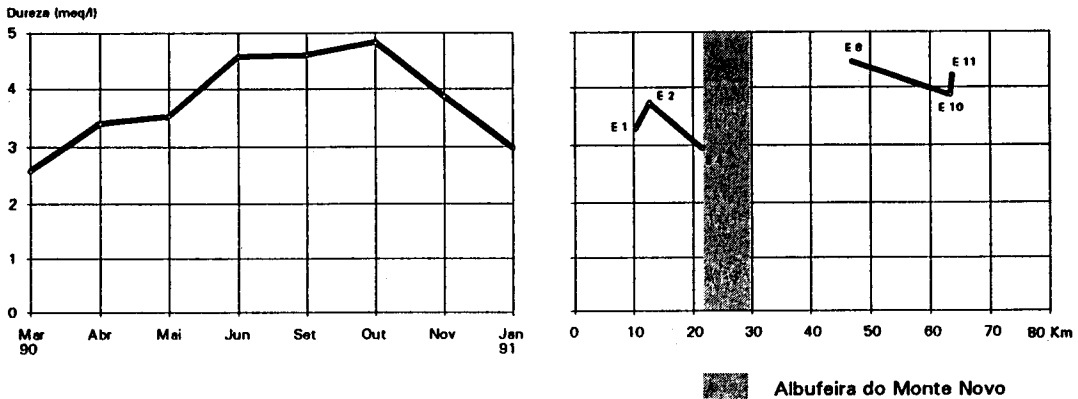


FIGURA 5.9 - Variação média temporal da dureza da água, ao longo do período estudado e variação média espacial da dureza da água, ao longo do rio Degebe

Os valores médios mais elevados foram registados nas estações 8 e 11. A montante da albufeira os valores foram inferiores, provavelmente devido à menor contribuição de sais das rochas graníticas, dificilmente erodíveis do ponto de vista químico. A estação 10, localizada junto à confluência da ribeira da Amieira com o rio Degebe, apresentou, de um modo geral, valores mais reduzidos, comparativamente com o local situado imediatamente a jusante.

Sazonalmente, foi na Primavera e no Verão, quando o rio deixou de correr e a produtividade da água foi maior, que a condutividade e a dureza apresentaram valores mais elevados (Figuras 5.8 e 5.9). Existe uma óbvia ligação entre a produtividade das águas interiores e o teor em sais de Ca^{2+} e Mg^{2+} . Particularmente, a existência de elevados teores de bicarbonatos de cálcio, contribui para a produtividade dos seres autotróficos, com reflexo em toda a cadeia alimentar (WETZEL, 1983).

5.1.8 Nutrientes

Azoto

O azoto total representa o somatório das diferentes formas de azoto presentes na água. No rio Degebe não foram detectadas concentrações de nitritos, estando o azoto total representado pelos seguintes compostos:

$$N_{total} = N_{nitratos} + N_{amoniacal} + N_{orgânico}$$

No total das seis estações amostradas periodicamente em 1990 e em Janeiro de 1991, o azoto total apresentou uma amplitude máxima de $211,59 \mu\text{mol/l}$, com valores, em média, cinco vezes superiores aos nitratos (Quadro 5.2).

Os valores mais elevados de azoto total, acima do quartil superior (93,67 $\mu\text{mol/l}$), foram, sobretudo, observados nos meses de Outubro de 1990 e Janeiro de 1991 (ANEXO B). O valor máximo é um "outlier" (Figura 5.10) e foi registado na estação 4 no mês de Outubro. As concentrações mais reduzidas, abaixo do quartil inferior (62,08 $\mu\text{mol/l}$), correspondem, maioritariamente, a registos efectuados em Abril e Maio. O valor mínimo de 23,57 $\mu\text{mol/l}$ foi observado na estação 2 durante o mês de Maio (ANEXO B).

No rio Degebe, as concentrações de nitratos apresentaram uma grande amplitude de variação (Quadro 5.2 e Figura 5.10). Os valores acima do quartil superior (20,48 $\mu\text{mol/l}$), foram, sobretudo, observados nos meses de Março de 1990 e Janeiro de 1991 (ANEXO B). Os dois valores mais elevados, 66,77 $\mu\text{mol/l}$ e 49,68 $\mu\text{mol/l}$, são "outliers" e foram registados em Março nas estações 8 e 11, respectivamente (Figura 5.10, ANEXO B). As concentrações mais reduzidos de nitratos, abaixo do quartil inferior, foram observados nos meses de Abril, Maio e Junho durante os quais se detectaram valores nulos (ANEXO B). FERRERAS ROMERO & TOJA SANTILLANA (1986) referem, igualmente, valores nulos entre Abril e Outubro para rios temporários na zona de Córdova, em Espanha.

QUADRO 5.2 - Análise sumária de estatística descritiva referente a descritores químicos da água

	Azoto Total ($\mu\text{mol/l}$)	Nitratos ($\mu\text{mol/l}$)	FósforoTotal ($\mu\text{mol/l}$)	N:P	Silicatos ($\mu\text{mol/l}$)
Dimensão da amostra	43	46	46	39	46
Média	81,69	13,76	5,91	5,18	153,16
Mediana	85,28	12,50	4,84	4,21	143,25
Moda	85,28	0,00	3,87	4,21	137,33
Média geométrica	74,15	-	4,95	3,11	119,97
Variância	1317,82	199,22	20,15	24,63	9366,07
Desvio padrão	36,30	14,11	4,49	4,96	96,78
Erro padrão	5,54	2,08	0,66	0,80	14,27
Mínimo	23,57	0,00	1,89	0,19	13,33
Máximo	235,16	66,77	24,52	25,46	467,67
Amplitude de variação	211,59	66,77	22,63	25,27	454,34
Quartil inferior	62,08	2,42	3,37	1,29	74,50
Quartil superior	93,67	20,48	6,52	7,25	211,33
Amplitude inter quartil	31,59	18,06	3,15	5,96	136,83
Simetria	1,60	1,60	2,79	2,05	1,00
Curtose	6,58	3,58	8,67	6,30	1,64

O azoto amoniacal é um parâmetro de difícil obtenção, devido à sua grande instabilidade, sendo necessário processar as análises químicas dentro de um período de quatro horas, depois de efectuadas as colheitas de água (GRIMM & FISHER, 1986a). Por esse motivo, nem sempre foi possível realizar esta determinação. Os valores que se apresentam servem apenas como indicadores da concentração de azoto amoniacal no rio Degebe.

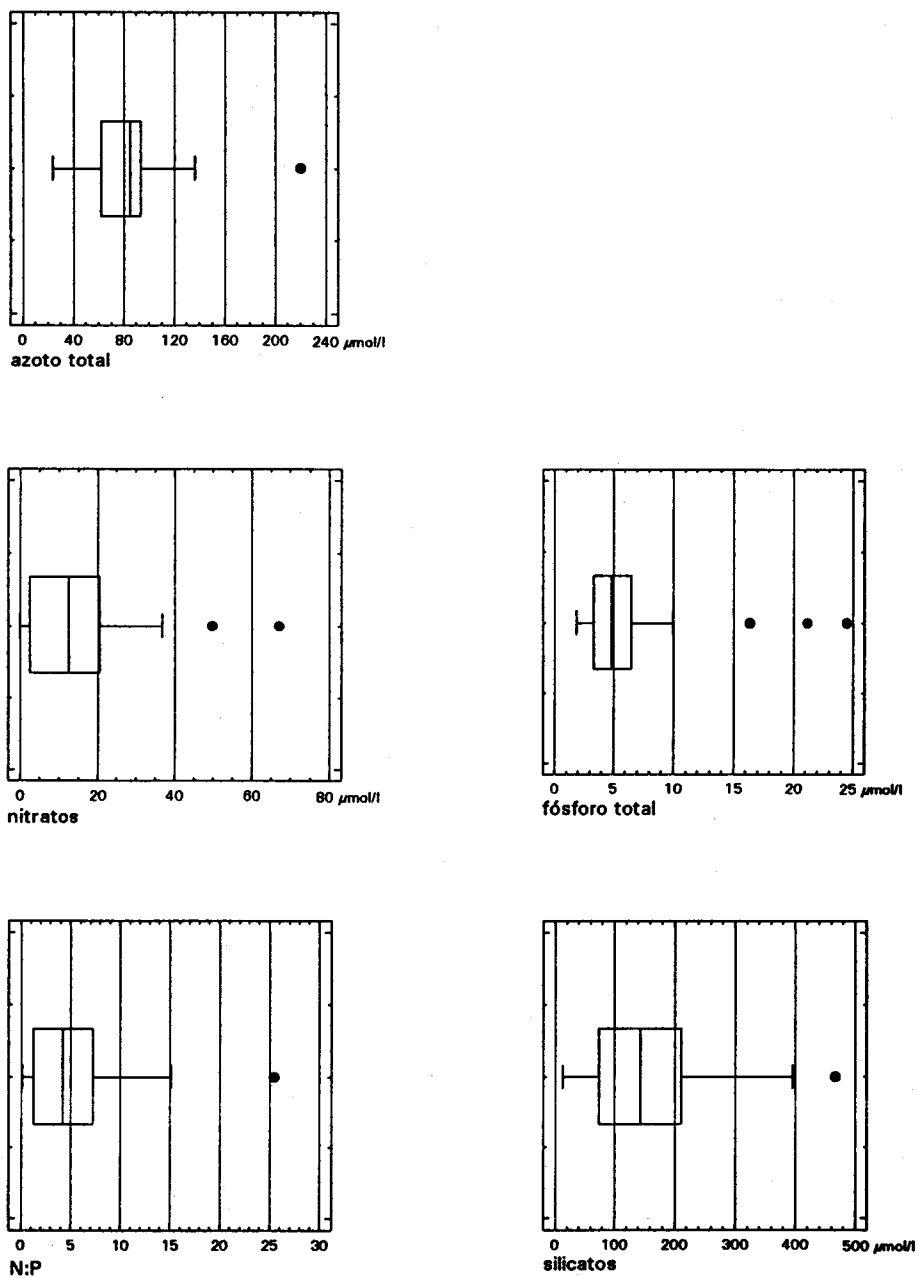


FIGURA 5.10 - Representação gráfica de parâmetros estatísticos referentes a descritores químicos da água. Método BOX-AND-WHISKER (valores máximo e mínimo, "outliers", mediana, quartil superior e quartil inferior).

O produto da mineralização do azoto orgânico é a amónia, que em condições aeróbicas é rapidamente nitrificada. Provavelmente por isso, as concentrações do azoto amoniacal são baixas e inferiores aos nitratos (Quadro 5.3).

Sempre que se obtiveram valores da concentração do azoto amoniacal, foi calculada a percentagem relativa de azoto orgânico. No Quadro 5.4, apresentam-se os valores médios, calculados por época de amostragem, e o desvio padrão, referentes a essa determinação.

QUADRO 5.3 - Concentrações de azoto amoniacal dissolvido na água ($\mu\text{mol/l}$). Valores médios mensais e desvio padrão.

	Março	Outubro	Novembro	Janeiro
Estação 1	11,11	0,00	0,00	3,56
Estação 2	15,00	0,00	0,00	1,22
Estação 4	11,11	29,44	29,44	1,22
Estação 8	14,44	0,67	0,00	0,00
Estação 10	7,22	6,11	0,00	6,67
Estação 11	11,67	0,00	0,00	11,67
Média	11,76	6,04	0,77	4,06
Desvio padrão	2,80	11,71	1,88	4,42

QUADRO 5.4 - Percentagem relativa média de azoto orgânico e desvio padrão

	Março	Outubro	Novembro	Janeiro
Média	51,67	83,04	78,98	70,13
Desvio padrão	6,51	5,89	3,99	7,01

O azoto total, mas sobretudo os nitratos, apresentaram uma variação temporal muito acentuada (Figuras 5.11 e 5.12), semelhante ao verificado em rios temporários de zonas semi-áridas (GRIMM & FISHER, 1986a; GRIMM, 1991). GRIMM (1991) refere que as variações temporais do azoto, devem ser consideradas sobre diferentes escalas. As diminuições das concentrações, normalmente em época de maior produtividade primária, ocorrem como resposta à assimilação dos produtores primários. O aumento das concentrações resulta, fundamentalmente, de processos hidrológicos, tais como enxurradas e escoamento de águas que arrastam grande quantidade de nutrientes.

Para os dois parâmetros, nitratos e azoto total, foram calculadas correlações negativas com a temperatura ($r=-0,580$; $p<0,001$; $n=46$ e $r=-0,304$; $p<0,05$; $n=43$, respectivamente). O aumento da temperatura desencadeando a produtividade primária, estabelece uma associação negativa com os nutrientes na água devida à sua assimilação pelos produtores primários. Por outro lado, para os nitratos obteve-se uma correlação

positiva com a velocidade da corrente ($r=0,469$; $p<0,001$; $n=46$). CAPBLANQ & TOURENQ (1978) e ORTEGA *et al.* (1988) comprovam que, em regiões áridas e semi-áridas, a água de escorrência transporta concentrações muito elevadas de azoto, sendo esta a sua maior proveniência.

Observando o Quadro 5.4, verifica-se que a percentagem do azoto orgânico é muito elevada, sobretudo no mês de Outubro quando a concentração do azoto total é superior. GRIMM (1987) refere valores elevados do azoto orgânico para vários rios dos E.U.A. e GRIMM & FISHER (1986a) afirmam que o azoto orgânico representa uma grande fracção do azoto total em rios temporários das zonas semi-áridas.

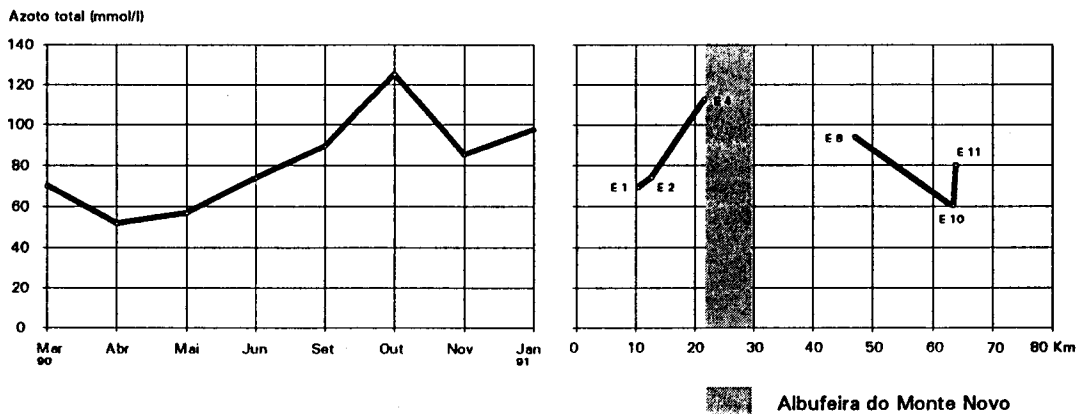


FIGURA 5.11 - Variação média temporal do azoto total na água, ao longo do período estudado e variação média espacial do azoto total na água, ao longo do rio Degebe

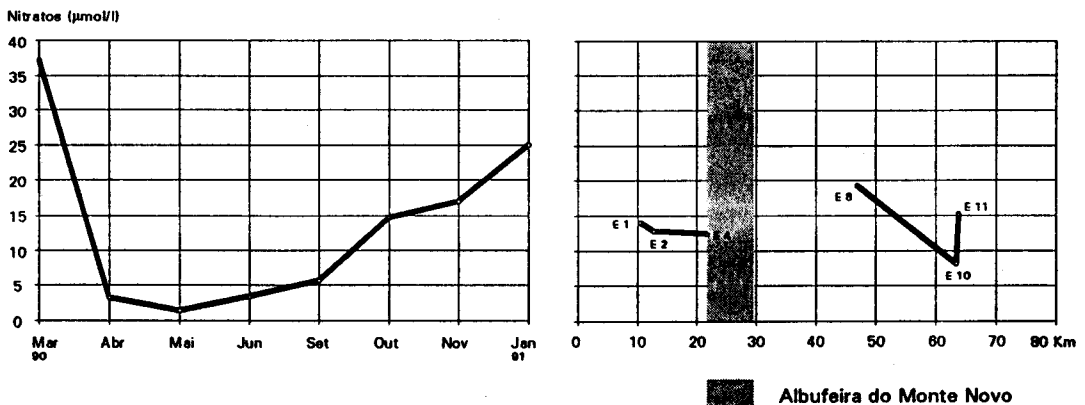


FIGURA 5.12 - Variação média temporal dos nitratos na água, ao longo do período estudado e variação média espacial dos nitratos na água, ao longo do rio Degebe

No rio Degebe, considerou-se que durante a Primavera os nitratos são assimilados e armazenados em compostos orgânicos nitrogenados nos organismos autotróficos (algas e macrófitos). No final do Verão e princípio do Outono, ainda em sistema sem corrente, começa a observar-se degenerescência e morte dos produtores primários. Os compostos orgânicos são libertados por decomposição bacteriana sob a forma de amónia, juntamente com outros compostos orgânicos nitrogenados mais resistentes à amonificação e nitrificação (WETZEL, 1983). O azoto orgânico é assim muito elevado, representando mais de 80% do azoto total existente na água. Na mesma aceção, RODGERS *et al.* (1983) referem que o rápido crescimento e desenvolvimento dos macrófitos tem tendência a conservar ou armazenar, temporariamente, os nutrientes, atrasando a sua evolução espacial. ELWOOD *et al.*, (1983) sugerem, que em sistemas lóticos não perturbados, a espiral de nutrientes é predominantemente um processo biótico, que envolve adsorção e absorção de partículas e re-utilização de nutrientes associado à actividade microbiana. Referem, no entanto, que as variações sazonais, frequentemente observadas em sistemas lóticos, se devem, em grande parte, a "inputs" laterais externos. Consequentemente, e de acordo com ELWOOD *et al.*, (1983) e FISHER (1986), considerou-se que os valores mais elevados do azoto total e de nitratos que se observam nos meses de Março, Novembro de 1990 e Janeiro de 1991, em sistema com caudal, são sobretudo imputáveis às águas de escorrência e à precipitação.

Analisando as concentrações médias do azoto total e de nitratos nas seis estações de amostragem (Figuras 5.11 e 5.12), verifica-se ser nas estações 4 e 8 para o azoto total, e na estação 8 para os nitratos, que as concentrações se apresentaram mais elevadas. É provável que estes valores estejam relacionados com a agricultura e a utilização pecuária de solo que se pratica em terrenos próximos. Como referem KAUSHIK *et al.* (1983) e BUSHONG & BACHMANN (1989), a perda de azoto por lavagem dos solos é extremamente elevada em zonas rurais.

Fósforo

Em contraste com as diferentes formas de azoto inorgânico existentes no sistema aquático, no ciclo do fósforo a forma inorgânica mais importante é o ortofosfato (PO_4^{3-}).

No rio Degebe, não foi possível obter determinações de fosfatos durante os meses de Primavera (Março, Abril e Maio de 1990). Os valores obtidos são, no entanto, interpretados como indicadores da sua concentração.

De um modo geral, o fósforo total apresentou concentrações elevadas. A amplitude máxima de variação foi de 22,63 $\mu\text{mol/l}$ com um desvio padrão de 4,49 $\mu\text{mol/l}$ (Quadro 5.2). Os valores mais elevados, acima do quartil superior (6,52 $\mu\text{mol/l}$), foram registados ao longo de diferentes épocas de amostragem, independentemente dos locais de colheita. O valor máximo é um "outlier" (24,52 $\mu\text{mol/l}$), e foi detectado na estação 2 no mês de Setembro de 1990 (ANEXO B). Na Figura 5.10 estão representados três "outliers" que correspondem, para além do valor máximo, a determinações obtidas nas estações 2 e 10 nos meses de Outubro de 1990 e Janeiro de 1991, respectivamente. Os valores mais reduzidos, inferiores a 3,37 $\mu\text{mol/l}$ (quartil inferior), referem-se, maioritariamente, a concentrações obtidas em condições ambientais lânticas. O valor mínimo, de 1,89 $\mu\text{mol/l}$, foi registado na estação 1 no mês de Novembro de 1990 (ANEXO B).

No Quadro 5.5 apresentam-se as percentagens relativas dos fosfatos. Os fosfatos são elevados, representando na maior parte dos casos mais de 50% do fósforo total. Repare-se, sobretudo, nas determinações médias obtidas para os meses de Outubro e Novembro de 1990. Estes resultados estão de acordo com dados obtidos em rios temporários de zonas semi-áridas dos E.U.A. (GRIMM & FISHER, 1986a, 1986b), para os quais o fósforo orgânico foi muito reduzido. De acordo com MARGALEF (1977), a libertação de fosfatos a partir da matéria orgânica morta é muito rápida, disponibilizando-se grandes quantidades por esta forma.

QUADRO 5.5 - Percentagem relativa dos fosfatos em relação ao fósforo total (%). Valores médios e desvio padrão.

	Junho	Setembro	Outubro	Novembro	Janeiro
Estação 1	65,31	-	77,83	98,94	45,51
Estação 2	65,38	68,68	99,10	98,95	32,64
Estação 4	54,52	39,36	57,17	97,75	72,37
Estação 8	54,52	33,87	68,17	98,93	72,12
Estação 10	92,14	-	95,85	96,75	87,89
Estação 11	60,74	26,53	96,84	98,93	57,46
Média	65,44	42,11	82,49	98,37	61,33
Desvio padrão	13,95	18,48	17,48	0,93	20,16

Na Figura 5.13 apresenta-se a variação média temporal para o fósforo total. Os valores médios para os meses de Setembro e Outubro estão empolados devido às elevadas concentrações obtidas na estação 2. Estes valores são "outliers" (Figura 5.10) e correspondem a concentrações pontuais de fósforo predominantemente inorgânico, como se pode constatar no Quadro 5.3 pela elevada percentagem relativa de fosfatos. A origem destes valores parece estar na agricultura, à base de pastagens, que se pratica nos terrenos limitrofes. Os meses de Setembro e Outubro coincidem com a época da sementeira, normalmente acompanhada de intensa adubação fosfatada na região.

Contrariamente ao observado em relação ao azoto total e nitratos, durante os meses de maior absorção de nutrientes (Abril e Maio), o fósforo total apresentou-se relativamente elevado, apenas se tendo observado uma quebra dos seus valores no mês de Junho. Este facto parece demonstrar que, no rio Degebe, o fósforo é um elemento conservativo, contrariamente ao azoto que apresenta uma grande variação temporal. GRIMM & FISHER (1986b), tendo obtido resultados semelhantes em rios temporários na zona semi-árida do Arizona, nos E.U.A., sugerem que o azoto é potencialmente e em relação ao fósforo, o nutriente limitante da produção primária.

Analisando a concentração de fósforo total nas seis estações de amostragem (Figura 5.13), e se eliminarmos os dois "outliers" observados na estação 2 (o valor médio passa a 4,51 $\mu\text{mol/l}$), verifica-se que o fósforo varia entre limites relativamente próximos, mostrando uma relativa constância ao longo do rio.

Do "input" de fósforo proveniente das águas de escorrência e do regime de adubações, podem resultar incrementos na produtividade primária. Depois da morte dos macrófitos e das algas, o fósforo é rapidamente lixiviado e mineralizado, tornando-se disponível para ser assimilado (WETZEL, 1983). Com efeito, no rio Degebe o fósforo perdura no tempo e no espaço. Em sistemas lóticos pouco profundos e muito produtivos, em que as comunidades se sucedem rapidamente, o fósforo pode estar sempre em circulação na água ou retido no substrato onde é assimilado pelo perifiton e macrófitos (WETZEL, 1983).

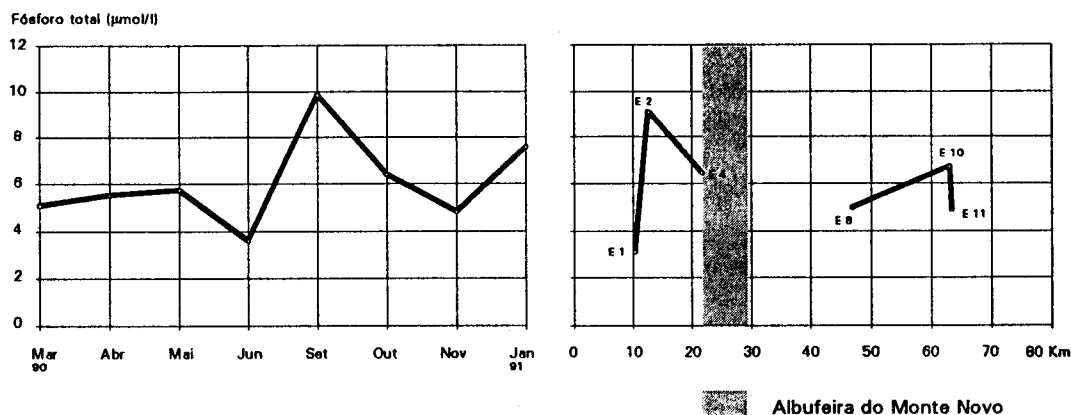


FIGURA 5.13 - Variação média temporal do fósforo total na água, ao longo do período estudado e variação média espacial do fósforo total na água, ao longo do rio Degebe

Potencial limitação do azoto

Durante muitos tempo duvidou-se que os nutrientes pudessem limitar o perifiton em sistemas lóticos (GRIMM & FISHER, 1986a, 1986b). A constante renovação da água proveniente de montante, possibilitaria o adequado fornecimento de nutrientes para o crescimento dos produtores primários. Os primeiros estudos de fertilização ajudaram a fomentar esta ideia e WUHRMANN (1974 in GRIMM & FISHER, 1986b) afirma que, muito provavelmente, os nutrientes não são limitantes da produtividade primária em águas correntes.

Recentemente, contudo, alguns investigadores conseguiram estimular o crescimento do perifiton com a adição de azoto ou de fósforo ou de ambos (e.g. ELWOOD *et al.*, 1981; PETERSON *et al.*, 1983; TRISKA *et al.*, 1983; PRINGLE & BOWERS, 1984). Estas observações empíricas têm, na última década, suportado a ideia de que os nutrientes podem, de facto, limitar o crescimento das algas em águas correntes. Muitos autores (e.g. REDFIELD, 1958; RHEE, 1978; HEALEY & HENDZEL, 1979; FISHER & GRIMM, 1983) têm usado a razão entre o azoto e o fósforo (N:P) para indicar qual destes dois nutrientes essenciais é o potencial limitante da produção primária.

É necessário, no entanto, distinguir o conceito de "potencial nutriente limitante" do conceito de "nutriente limitante" definido por LIEBIG (1855 in GRIMM & FISHER, 1986a,

1986b). A razão Azoto:Fósforo, necessária para o crescimento algal, está próxima de 16:1 (REDFIELD, 1958). O conceito de "potencial nutriente limitante" baseia-se unicamente na relação azoto:fósforo e no seu afastamento em relação à razão teórica 16:1, independentemente das concentrações. Pelo contrário, um nutriente comporta-se como "nutriente limitante" ou "factor limitante", quando é reduzido a níveis inferiores às necessidades de crescimento algal.

Para o rio Degebe, a razão N:P foi calculada usando os valores de concentração dos fosfatos, excepto quando não foram determinados, tendo-se recorrido, nestes casos, ao fósforo total. Segundo GRIMM & FISHER (1986b), a utilização do fósforo total, como medida do fósforo utilizável pelos produtores primários, é apropriada, sobretudo se o fósforo orgânico é diminuto. No numerador foi utilizado o azoto inorgânico, ou seja o somatório dos nitratos e do azoto amoniacal, sempre que em relação a este último nutriente existiam valores (GRIMM & FISHER, 1986a, 1986b). Para algumas estações de amostragem, em que a concentração de nitratos foi nula, e não houve registos do azoto amoniacal, utilizou-se o azoto total. Os valores da razão N:P, determinados para estas estações de amostragem, não foram considerados para o cálculo dos valores estatísticos.

O valor médio da razão N:P, para as 39 situações analisadas no rio Degebe, foi de 5,18 (Quadro 5.2), com apenas um valor superior a 16. Este valor é, contudo, em relação à mancha de variação um "outlier" (Figura 5.10) e foi registado em Janeiro de 1991 na estação 1 (ANEXO B). Os valores mais elevados, acima do quartil superior (7,25), foram, maioritariamente, observados em Março de 1990 e Janeiro de 1991. Os valores inferiores a 1,29 (quartil inferior) referem-se às determinações efectuadas em Abril e Maio de 1990.

A variação média temporal da razão N:P está representada na Figura 5.14, onde se verifica uma significativa redução nos valores de Primavera e Verão (Abril-1,50; Maio-0,85; Junho-1,34; Setembro-2,59), época de maior actividade dos produtores primários.

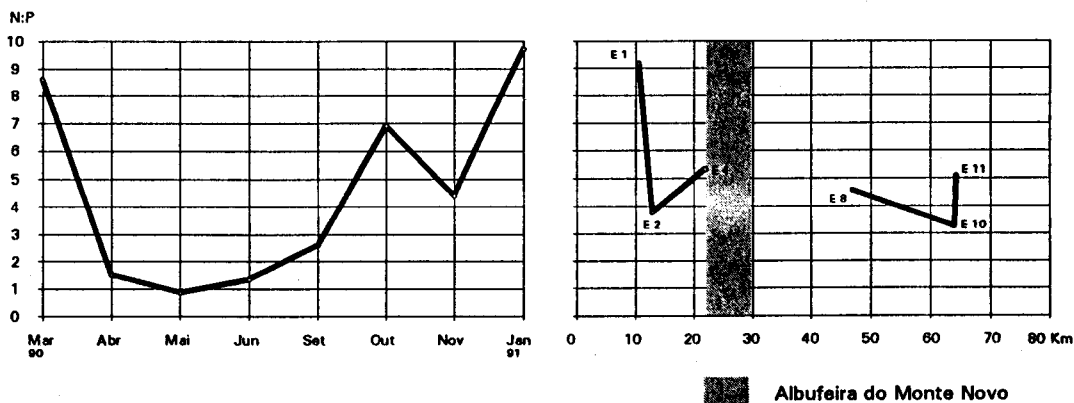


FIGURA 5.14 - Variação média temporal da razão N:P na água, ao longo do período estudado e variação média espacial da razão N:P na água, ao longo do rio Degebe

Os valores médios para as seis estações de amostragem (Figura 5.14) mantiveram-se inferiores a 16, demonstrando-se, mais uma vez, a potencialidade que o azoto apresenta para ser limitante.

GRIMM & FISHER (1986b) demonstraram, com base em adições de azoto e fósforo na água, que para os rios temporários da zona semi-árida do Arizona, o azoto se comportou como factor limitante em situações em que a razão N:P variou entre 1,60 e 2,60 e a concentração de nitratos oscilou entre 0,018 e 0,055 mg/l (0,194 $\mu\text{mol/l}$ e 0,887 $\mu\text{mol/l}$, respectivamente).

No rio Degebe é necessário efectuar semelhantes ensaios experimentais, testando, desse modo, se durante a época do ano em que se assiste à redução de nitratos na água, o azoto se comporta como factor limitante da produtividade primária. No entanto, segundo FISHER (1986), a substituição de diatomácias por cianofícias, exactamente durante a época do ano em que a concentração de nitratos na água foi mínima (cf. pag. 96), constitui suporte para a hipótese formulada.

Silicatos

A amplitude máxima de variação dos silicatos na água foi de 454,34 $\mu\text{mol/l}$, com um desvio padrão de 96,78 $\mu\text{mol/l}$ (Quadro 5.2). Os valores mais elevados, acima do quartil superior (211,33 $\mu\text{mol/l}$), foram, sobretudo, registados nas estações a montante da albufeira. Na Figura 5.10 verifica-se que o valor máximo (467,67 $\mu\text{mol/l}$) é um "outlier" (Figura 5.10), observado em Setembro de 1990 na estação 2 (ANEXO B). Os valores mais reduzidos, abaixo do quartil inferior (74,50 $\mu\text{mol/l}$), referem-se, na sua maioria, a observações efectuadas nos meses de Abril e Maio de 1990. O valor mínimo de 13,33 $\mu\text{mol/l}$ foi registado na estação 11 no mês de Abril (ANEXO B).

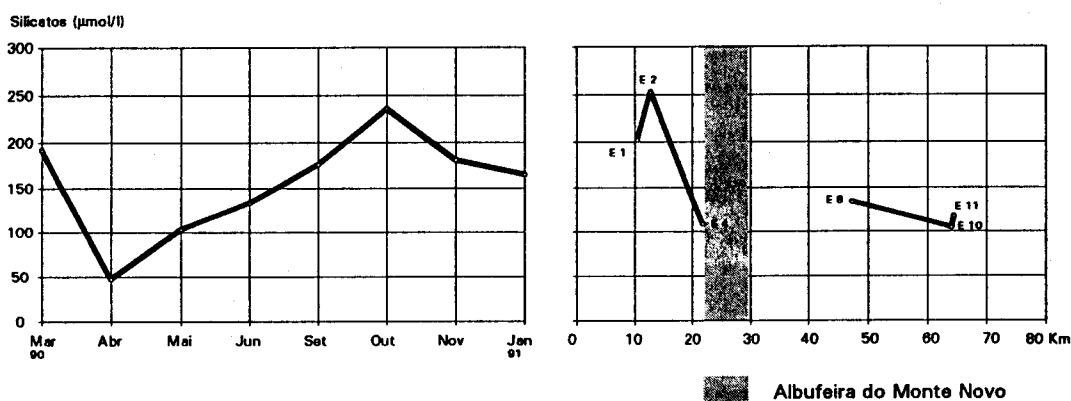


FIGURA 5.15 - Variação média temporal dos silicatos na água, ao longo do período estudado e variação média espacial dos silicatos na água, ao longo do rio Degebe

Na Figura 5.15 verifica-se que os silicatos apresentaram uma variação temporal muito acentuada, com valores mais reduzidos durante os meses de Abril e Maio. Esta redução

primaveril deverá estar relacionada com a actividade das diatomácias, que fixam quantidades importantes daquele elemento (WETZEL, 1983). A partir de Junho, os silicatos apresentaram concentrações mais elevadas, facto possivelmente relacionado com a taxa de alteração/sucessão na composição do fitoplâncton. JASSBY & GOLDMANN (1974) referem que essa taxa é máxima após as inversões primaveris. Por sua vez CASEY *et al.* (1981) referem que as diatomácias são o factor mais importante, que controla as alterações na concentração de silicatos em sistemas lóticos.

Analisando as concentrações médias de silicatos nas seis estações de amostragem (Figura 5.15), verifica-se que as duas estações, localizadas na zona de cabeceira, apresentam valores duas vezes superiores aos registados nas estações a jusante, o que sugere influência do material geológico.

5.2 Produtores primários

A ideia de que os produtores primários contribuem para a síntese de matéria orgânica utilizável como fonte de energia na dinâmica trófica, é hoje aceite e generalizada. Segundo a teoria do contínuo lótico (VANNOTE *et al.*, 1980), um rio começa por apresentar características heterotróficas, até número de ordem 3, passando depois, nos seus troços a jusante (até número de ordem 6), a utilizar a matéria autóctone produzida no próprio sistema; a menor velocidade de corrente e as características finas do substrato (areia e vasa) contribuem para o elevado desenvolvimento de produtores primários, sobretudo perifiton e macrófitos. No entanto, nem a todos os cursos de água se pode adoptar este modelo teórico desenvolvido para rios de montanha. WILEY *et al.* (1990) demonstraram que, nos E.U.A., o padrão longitudinal de rios de planície com reduzido declive se apresenta frequentemente invertido, comparativamente a rios de montanha. Os cursos de água de planície, normalmente, não apresentam ensombramento nas zonas de cabeceira, percorrendo, contudo, nos seus troços inferiores, zonas de vale onde se desenvolve vegetação ripícola de margem (WILEY *et al.*, 1990).

MINSHALL (1978) refere que consideráveis produções autotróficas podem ocorrer em alguns cursos de água e, eventualmente, em troços de rio, com número de ordem baixo, que apresentem ausência de vegetação ripícola (associada ou não à actividade humana).

Muitos autores consideram que os macrófitos, e especialmente o perifiton, são os principais produtores dos sistemas lóticos, não atribuindo significado real ao fitoplâncton (e.g. WETZEL, 1975; WILHM *et al.*, 1978; JONES *et al.*, 1984; SABATER, 1988). Segundo SABATER (com pess.), o fitoplâncton fica confinado, em muitas ocasiões, às zonas inferiores dos rios ou a troços especialmente lentos. Em rios com taxas de retenção de água baixas e velocidades de corrente muito elevadas, as populações de algas em suspensão derivam, por arrastamento, do perifiton (WETZEL, 1975; JONES *et al.*, 1984). HYNES (1970) distingue as algas em suspensão que derivam do perifiton do que considera o verdadeiro fitoplâncton, "algas que se reproduzem na coluna de água". No entanto, HOLMES & WHITTON (1980) referem que as duas populações (perifiton e fitoplâncton) são extremas de um contínuo e rejeitam qualquer separação arbitrária das populações. Pensamos contudo, que se devem distinguir os cursos de água que regularmente desenvolvem reprodução fitoplanctónica na coluna de água, daqueles em que as algas unicelulares apenas reflectem uma temporária suspensão do perifiton (JONES *et al.*, 1984).

O tempo de retenção da água num ecossistema parece ser o factor determinante do desenvolvimento fitoplanctónico já demonstrado em grandes rios como o Tamisa (SØBALLE & KIMMEL, 1987).

No rio Degebe, considerou-se que durante o longo período de estiagem se desenvolvem condições para a reprodução de algas unicelulares na coluna de água.

5.2.1 Fitoplâncton

Clorofila *a*

No rio Degebe, a concentração de clorofila *a* em suspensão na água apresentou uma amplitude de variação e um desvio padrão muito elevados, reflexo da variabilidade temporal e espacial (Quadro 5.7).

QUADRO 5.7 - Análise sumária de estatística descritiva referente a descritores do fitoplâncton e do perifiton

	cl. <i>a</i> água (mg/m ³)	Feopig. água (mg/m ³)	ID água	cl. <i>a</i> substrato (mg/m ²)	Feopig. subst. (mg/m ²)	ID substrato
Dimensão da amostra	113	113	113	108	108	108
Média	30,52	12,30	2,07	24,22	18,63	2,36
Mediana	20,11	7,15	2,12	24,96	14,99	2,36
Moda	0,00	0,00	2,00	0,00	0,00	2,27
Variância	2844,17	294,13	0,71	106,48	273,05	0,21
Desvio padrão	53,33	17,15	0,84	10,32	16,52	0,45
Erro padrão	5,02	1,61	0,08	0,99	1,59	0,04
Mínimo	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
Máximo	454,10	98,15	5,50	67,10	96,76	3,71
Amplitude de variação	454,10	98,15	5,50	67,10	96,76	3,71
Quartil inferior	5,55	0,16	1,92	16,99	7,90	2,21
Quartil superior	35,60	16,38	2,43	29,20	22,05	2,56
Amplitude inter quartil	30,05	16,22	0,51	12,21	14,16	0,36
Simetria	5,61	2,44	-0,56	0,66	2,43	-2,41
Curtose	39,15	7,40	3,67	2,18	7,45	13,33

Os valores superiores a 80,67 mg/m³ são "outliers" (Figura 5.16), e foram sobretudo registados durante o Verão, em semestre sem corrente. O valor máximo de 454,10 mg/m³ foi registado na estação 6, no mês de Agosto de 1989 (ANEXO B).

Como referem WETZEL (1975) e SØBALLE & KIMMEL (1987), o tempo de retenção da água é o factor determinante da produtividade fitoplanctónica, e no rio Degebe foram registadas, durante o semestre com características lénticas, concentrações com valores que se situaram acima do quartil superior e perfazendo 59% dos casos. No entanto, os restantes doze casos (41%) foram observados em época com corrente (Fevereiro de 1989 e durante a Primavera), demonstrando uma provável dependência das algas perifíticas. A correlação positiva existente entre a concentração da clorofila *a* em suspensão na água e a velocidade

da corrente, em semestre com caudal, ($r=0,266$; $p<0,05$; $n=68$) demonstra o efeito da corrente no possível arrastamento de populações perifíticas, muitas vezes fisicamente instáveis no substrato (WELTEL, 1975).

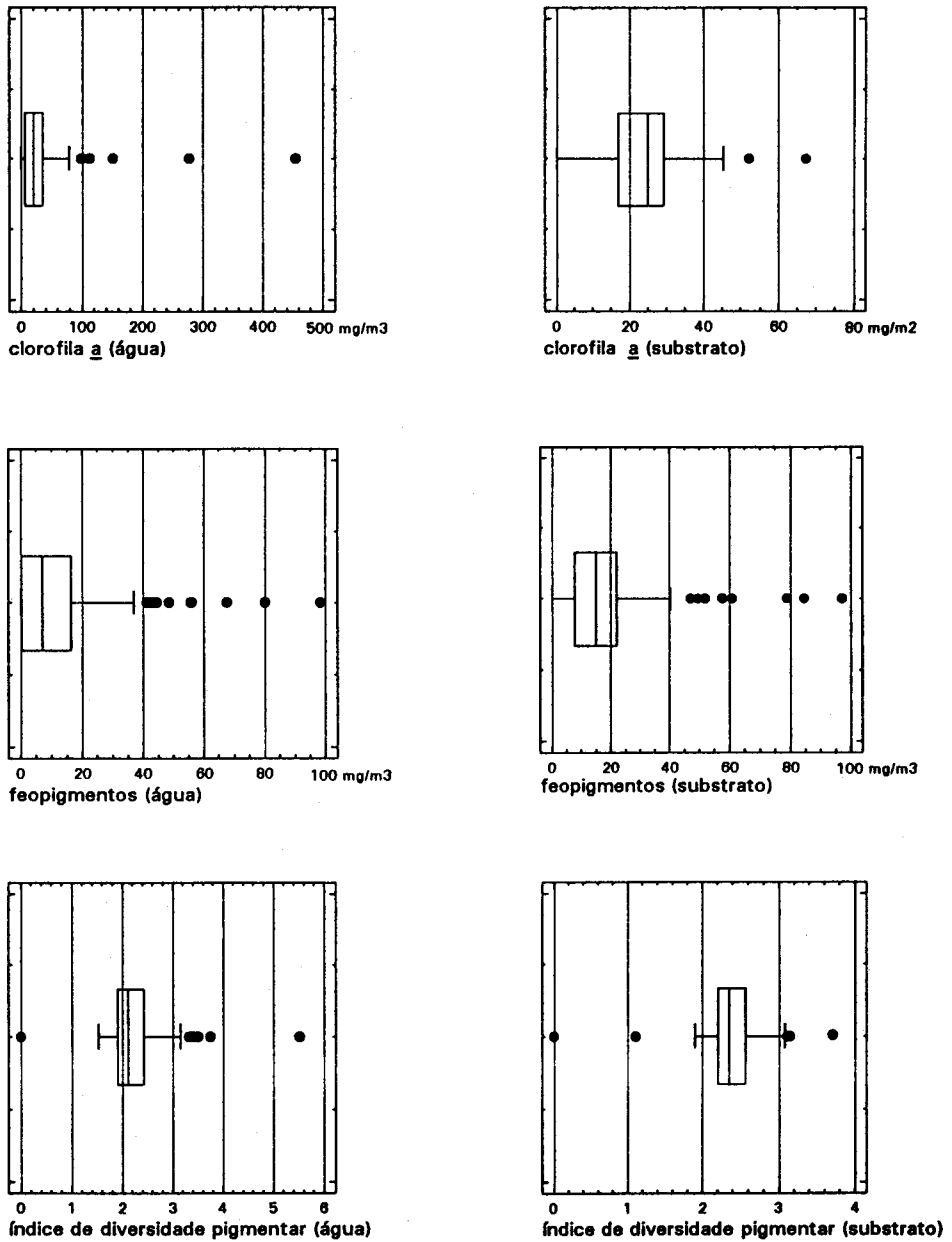


FIGURA 5.16 - Representação gráfica de parâmetros estatísticos referentes a descritores da produtividade primária (fitoplâncton e perifiton). Método BOX-AND-WHISKER (valores máximo e mínimo, "outliers", mediana, quartil superior e quartil inferior)

Os valores mais reduzidos de clorofila *a*, abaixo do quartil inferior ($5,55 \text{ mg/m}^3$), foram, maioritariamente, registados no Inverno e nas estações 1 e 2, localizadas na zona de cabeceira (ANEXO B). Destes valores, 44,8% foram nulos, ou seja inferiores ao limite de detecção do método utilizado.

Na Figura 5.17, apresenta-se a variação média espacial da concentração de clorofila *a*. Os valores referentes às estações 3, 6 e 9 revelam uma sobre-avaliação, devida a "outliers" registados em Agosto de 1989 nas estações 3 e 6 ($277,90 \text{ mg/m}^3$ e $454,10 \text{ mg/m}^3$, respectivamente) e em Fevereiro de 1989 na estação 9 ($149,69 \text{ mg/m}^3$). Os valores médios mais reduzidos referem-se às estações 1, 2 e 5, localizada, esta última, imediatamente a seguir à barragem (descontinuidade no contínuo lótico).

A não existência de corrente nas estações 1 e 5 impede a libertação de algas perifíticas para a água. Por outro lado, o elevado desenvolvimento de macrófitos, que se observou na Primavera e no Verão, pode inviabilizar o fitoplâncton devido ao ensombramento. Como refere WETZEL (1975), as produções de fitoplâncton e de macrófitos estão fortemente dependentes, apresentando uma grande variação sazonal.

Na estação 2, é provável que o elevado ensombramento verificado seja um factor limitativo do fitoplâncton. A estação 10, localizada depois da confluência da ribeira da Amieira com o rio Degebe, apresenta, também, valores tendencialmente mais reduzidos, devido ao efeito de diluição provocado pelo afluente e verificado durante algumas épocas de amostragem (ANEXO B).

Sazonalmente, foi durante o Verão que a produtividade fitoplanctónica média se apresentou mais elevada (Figura 5.17). No rio Degebe, o aumento do tempo de retenção da água coincide com o período de maior luminosidade e de temperaturas mais elevadas. Consequentemente, a reprodução e o crescimento do fitoplâncton desenvolvem-se, assistindo-se à colonização da água. A correlação positiva existente entre a clorofila *a* e a temperatura da água ($r=0,215$; $p<0,05$; $n=113$) é indicadora desse processo.

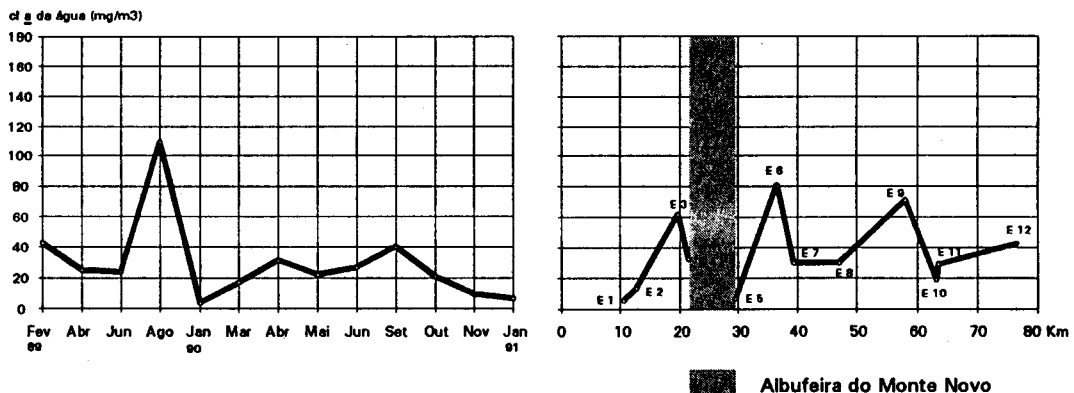


FIGURA 5.17 - Variação média temporal da clorofila *a* fitoplanctónica, ao longo do período estudado e variação média espacial da clorofila *a* fitoplanctónica, ao longo do rio Degebe

O fitoplâncton contribui significativamente para a matéria orgânica particulada, como se pode demonstrar pela correlação significativa existente entre os dois parâmetros ($r=0,585$; $p<0,001$; $n=113$).

Segundo MINSHALL (1978), os processos autotróficos são dominantes em alguns rios, "muitos dos quais apresentam elevadas concentrações de algas em suspensão na água" (HYNES, 1970). Estas considerações podem levar a supor que, pelo menos durante o período com características lânticas, o rio Degebe apresenta uma dinâmica predominantemente autotrófica.

Feopigmentos

Os feopigmentos, ou produtos da clorofila *a* degradados, apresentam uma amplitude de variação e um desvio padrão muito elevados (Quadro 5.7).

Os valores superiores a $40,71 \text{ mg/m}^3$ são "outliers" e foram, sobretudo, registados no Verão. Exceptuam-se, no entanto, algumas concentrações observadas em semestre com corrente que, como para a clorofila *a*, são provavelmente derivantes do substrato. O valor mais elevado ($98,15 \text{ mg/m}^3$) foi registado em Agosto de 1989 na estação 3 (ANEXO B). As concentrações mais reduzidas, abaixo de $0,16 \text{ mg/m}^3$ (quartil inferior), foram, maioritariamente, registadas no Inverno e 93% desses valores foram nulos, ou seja, inferiores ao limite de detecção (ANEXO B).

A variação espacial dos feopigmentos é semelhante à verificada para a clorofila *a*, com valores mais reduzidos nas estações de cabeceira e na estação 5 (Figura 5.18).

Sazonalmente, é durante a época estival, em semestre com corrente, quando a clorofila *a* é mais elevada e as populações de algas envelhecem, que os valores de feopigmentos são superiores (Figura 5.18). Por outro lado, a intensidade de radiação muito elevada, nessa época do ano, poderá ser responsável pela deterioração dos pigmentos fotossintéticos (STEEL, 1971 *in* DUNCAN & BLINN, 1989).

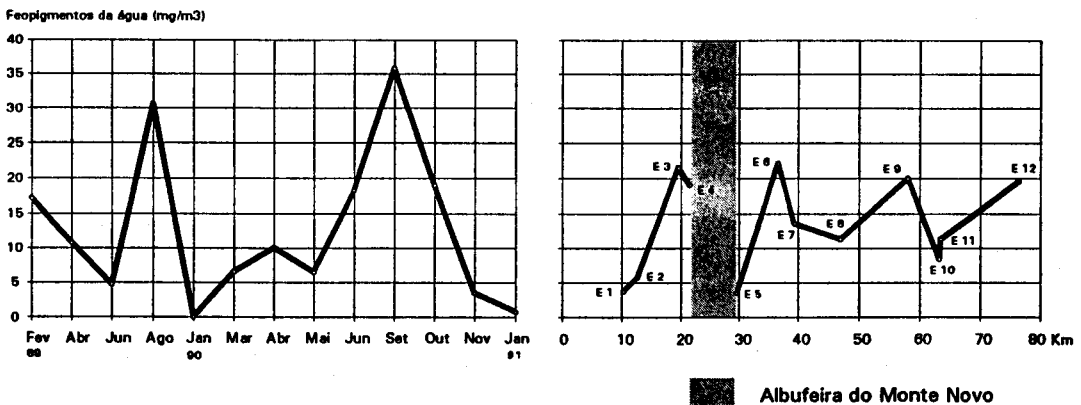


FIGURA 5.18 - Variação média temporal dos feopigmentos fitoplanctónicos, ao longo do período estudado e variação média espacial dos feopigmentos fitoplanctónicos, ao longo do rio Degebe

Tal como para a clorofila *a*, em semestre com caudal, os feopigmentos encontram-se positivamente correlacionados com a velocidade da corrente ($r=0,263$; $p<0,05$; $n=68$), demonstrando uma provável dependência do substrato.

Existe uma correlação positiva entre os feopigmentos e o azoto total ($r=0,398$; $p<0,01$; $n=43$). É provável que os produtos de degradação da clorofila *a* estejam, sobretudo, relacionados com a componente orgânica do azoto total, que é superior no final do Verão quando os produtores primários envelhecem e morrem.

Índice de diversidade pigmentar

No rio Degebe, o valor médio do índice de diversidade pigmentar foi baixo (2,07), com um desvio padrão de 0,84 (Quadro 5.7).

Os valores mais elevados, acima do quartil superior (2,43), foram, sobretudo, observados em Fevereiro e Abril de 1989 e em Janeiro de 1990. Ocasionalmente ocorreram "outliers" (Figura 5.16); o mais elevado (e insólito) de 5,50 foi observado na estação 5, no mês de Janeiro de 1990, durante a única época de amostragem em que nessa estação foi registado caudal (ANEXO B). Os valores mais reduzidos, abaixo de 1,92 (quartil inferior) e diferentes de zero, foram observados nos meses de Junho, Setembro e Outubro de 1990 (ANEXO B). Nos meses de Novembro do mesmo ano e Janeiro do ano seguinte foram registados valores nulos, que correspondem a "outliers" inferiores (Figura 5.16).

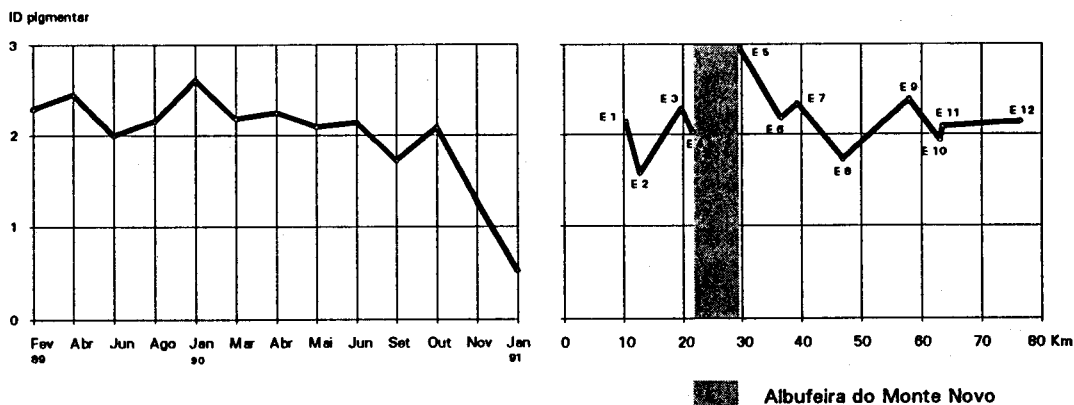


FIGURA 5.19 - Variação média temporal do índice de diversidade pigmentar do fitoplâncton, ao longo do período estudado e variação média espacial do índice de diversidade pigmentar do fitoplâncton, ao longo do rio Degebe

Os valores médios do índice de diversidade evoluíram de uma forma oscilatória ao longo do rio (Figura 5.19) mas, com excepção da estação 5, que apresentou um valor médio relativamente elevado (2,95) devido ao "outlier" registado em Janeiro de 1990, os valores do índice foram baixos, variando entre limites relativamente próximos (1,58-valor médio mais reduzido; 2,38-valor médio mais elevado).

O índice de diversidade pigmentar apresentou uma correlação positiva com a velocidade da corrente, em semestre com caudal ($r=0,358$; $p<0,01$; $n=68$), reflexo provável dos pigmentos acessórios, diferentes da clorofila *a*, que se libertam do substrato. Na Figura 5.19, onde se apresenta a variação média temporal do índice de diversidade, é visível a influência que a corrente tem na estrutura pigmentar. Os valores do índice de diversidade foram elevados em Fevereiro e Abril de 1989, e em Janeiro de 1990, caracterizados por apresentarem as maiores velocidades de corrente que foram registradas no rio Degebe.

Composição do fitoplâncton. Ordenação global

A tendência ordenativa do fitoplâncton foi estudada pela aplicação da Análise Factorial de Correspondências (AFC) à matriz de abundância referente às principais classes taxonómicas presentes nas seis estações de colheita, amostradas em diferentes épocas de 1990 (7 classes taxonómicas x 46 estações de amostragem). Consideraram-se: Bacillariophyceae; Chlorophyceae; Cryptophyceae; Chrysophyceae; Cyanophyceae; e Euglenophyceae. Bacillariophyceae foi diferenciado em espécies Centrales e Pennales.

Analisou-se o resultado da ordenação referente aos dois primeiros eixos factoriais que explicam 69,77% da variância total (Quadro 5.8). Os restantes três factores não foram considerados devido ao pouco significado ecológico que apresentavam.

No primeiro eixo, evidencia-se nitidamente a evolução temporal que opõe Bacillariophyceae (Centrales e Pennales) a Cyanophyceae (Figura 5.20). Obviamente, as maiores contribuições absolutas para o eixo foram dadas por Cyanophyceae (44,1%) e Centrales (27,5%). As estações de amostragem apresentaram contribuições inferiores. Destacam-se, no entanto, para o polo negativo, as estações amostradas em Setembro (7,2%, 11,4%, 7,9% e 5,2%, respectivamente) e, para o polo positivo, as maiores contribuições referem-se às estações 4 e 8 amostradas em Novembro, ambas com contribuições de 4,0%.

QUADRO 5.8 - Variabilidade explicada e acumulada nos dois primeiros eixos factoriais da AFC aplicada à matriz: 7 classes taxonómicas do fitoplâncton x 46 estações de amostragem

Eixos factoriais	Valores próprios	% de variância explicada	% de variância acumulada
I	0,089	47,46	47,46
II	0,042	22,31	69,77

As classes Cryptophyceae, Chrysophyceae e Chlorophyceae apresentam-se numa zona central, com muito pouca contribuição para o eixo (<1,0%). As estações correspondentes referem-se àquelas em que as três classes em conjunto demonstraram maiores abundâncias (definem o polo negativo do factor II). No entanto, na zona central localizam-se também as estações amostradas na Primavera, que evidenciam o início da alteração/sucessão da comunidade, com substituição de Bacillariophyceae por Cyanophyceae (estações 2, 4 e 8 em Abril e 1, 10 e 11 em Maio). Na zona central inclui-se ainda a estação 10 do mês de Janeiro que, curiosamente, apresentou um pico de Cyanophyceae [valor 3, na escala de abundância/dominância (ANEXO C)].

O segundo eixo é definido, no polo positivo, pela classe Centrales, que evidencia uma contribuição de 50,8%. Caracteriza essencialmente as estações que apresentaram uma abundância relativamente mais elevada daquelas algas (Figura 5.20). O polo negativo, com pouca contribuição para a explicação do eixo, está representado por Cryptophyceae (12,1%), Chrysophyceae (10,7%) e Chlorophyceae (9,8%), que conjuntamente ocorrem com maior abundância relativa nas estações 1, 4 e 8 referentes ao mês de Outubro, nas estações 10 e 11 do mês de Novembro e nas estações 1, 2 e 11 amostradas em Janeiro. Uma característica interessante, observada no segundo eixo, reside no facto das espécies Pennales e Centrales, ambos Bacillariophyceae, aparecerem separados, o que implica uma diferenciação dos locais amostrados, por dominância, ou maior abundância relativa, de uma ou outra classe.

Se se seguir a direcção do polígono definido, por exemplo, para a estação 4, e que representa a evolução temporal entre Março de 1990 e Janeiro de 1991 (Figura 5.20), verifica-se que em Março o fitoplâncton apresenta dominância de Bacillariophyceae (para esta estação Pennales). Em Abril, inicia-se o desenvolvimento de Cyanophyceae. Nos meses de Maio e de Junho, a abundância de Cyanophyceae é superior, sendo em Setembro a abundância/dominância máxima. A partir de Outubro, a abundância/dominância de Cyanophyceae diminui e assiste-se a uma maior abundância relativa das classes Cryptophyceae, Chrysophyceae e Chlorophyceae. Nos meses seguintes, em Novembro e Janeiro, tal como em Março, é Bacillariophyceae que domina o fitoplâncton.

Nas restantes estações de amostragem, a evolução temporal é semelhante, evidenciando-se para os meses de Outubro, Novembro e Janeiro deslocamentos das estações em função da maior abundância relativa de Bacillariophyceae ou das três classes, Cryptophyceae, Chrysophyceae e Chlorophyceae que, na ordenação definida pelos dois eixos, aparecem em conjunto.

O padrão sazonal típico do fitoplâncton em zonas temperadas (FOGG, 1975; WETZEL, 1983; REYNOLDS, 1984) envolve um mínimo invernal de pequenos flagelados, adaptados a baixas temperaturas e intensidades luminosas, um pico de biomassa e actividade de Bacillariophyceae, seguido pelo desenvolvimento estival de Chlorophyceae e Cyanophyceae. Existem, no entanto, variações a este padrão e, no rio Degebe, durante o Verão não se verificou aumento de Chlorophyceae, mas sim de Euglenophyceae. Contudo e independentemente da variação das classes menos representadas no fitoplâncton (ANEXO C), o padrão sazonal, com um máximo de Bacillariophyceae na Primavera e Cyanophyceae no Verão, tende a manter-se constante, sobretudo em águas predominantemente eutróficas (SAND-JENSEN & SØNDERGAARD, 1981; HAMMER, 1983; GARCÍA *et al.*, 1984).

Se se comparar a evolução temporal da concentração de clorofila *a* (1990) (Figura 5.17) com a sucessão das principais classes fitoplanctónicas, verifica-se que em Abril (1º pico de cl. *a*) a produtividade foi, sobretudo, devida a Bacillariophyceae. Durante esse mês, observou-se uma diminuição da concentração de silicatos na água, muito provavelmente relacionada com a sua elevada assimilação. As diatomácias têm as membranas formadas por uma matriz orgânica com pectinas e rica em aminoácidos (relacionados com a hidroxilisina), fortemente incrustada de sílica hidratada (MARGALEF, 1977). O conteúdo em sílica das diatomácias é considerável, e LUND (1965 *in* BONEY, 1975) refere que a percentagem em peso seco da sílica das diatomácias de água doce varia entre 26% e 63% dependendo das espécies.

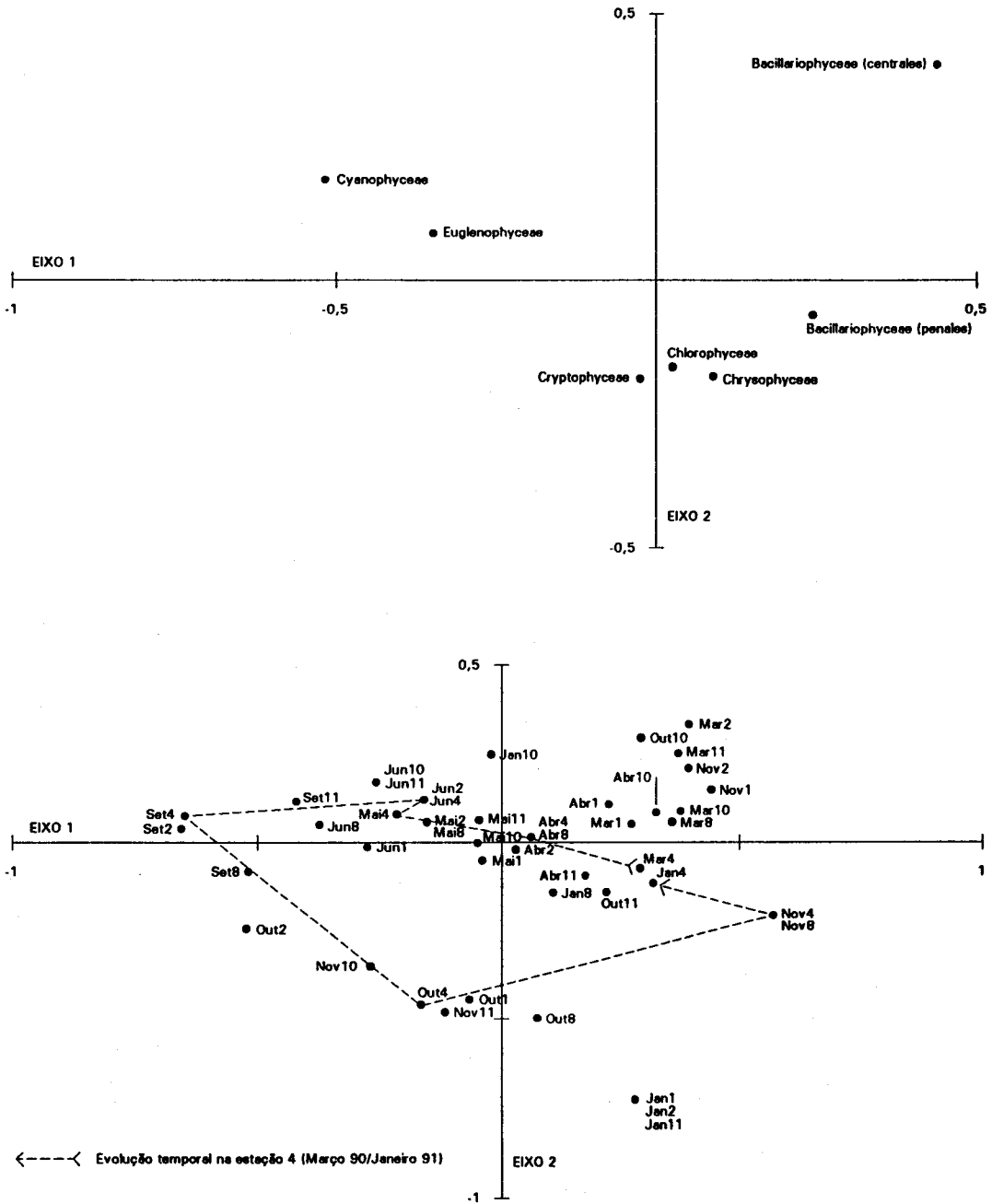


FIGURA 5.20 - Ordenação das principais classes taxonômicas do fitoplâncton e ordenação das estações de amostragem, no plano definido pelos dois primeiros eixos factoriais

No mês de Maio, observou-se uma diminuição da clorofila *a*, ao mesmo tempo que se verificou uma diminuição da concentração de nitratos na água e alteração na composição do fitoplâncton, com substituição de Bacillariophyceae por Cyanophyceae. Durante o Verão, em Junho, mas principalmente em Setembro, a produtividade foi máxima, com Cyanophyceae a dominar a comunidade fitoplanctónica. As razões para a dominância de Cyanophyceae em período estival podem estar relacionadas com maior adaptabilidade a temperaturas e intensidades luminosas mais elevadas (DUNCAN & BLINN, 1989) e com a superior eficiência de fixação do azoto atmosférico pelos heterocistos (FOGG, 1975). Saliente-se que, no rio Degebe, durante a Primavera, foram observadas concentrações muito baixas de nitratos na água. Em Junho, após a alteração/sucessão da comunidade (Bacillariophyceae por Cyanophyceae), a concentração de nitratos foi superior, tendo sido este aumento evidente em Setembro.

5.2.2 Perifiton

Clorofila *a*

O valor médio da clorofila *a* para o período estudado foi de 24,22 mg/m² (superfície média correspondente ao primeiro centímetro de substrato móvel e à face superior das pedras), com uma dispersão estatística de 10,32 mg/m² (Quadro 5.7).

Num rio, as comunidades bentónicas apresentam uma distribuição por contágio (TETT *et al.*, 1978), o que induz uma marcada heterogeneidade nos extractos das distintas réplicas de cada amostra. HAPPEY-WOOD & PRIDDLE (1984) sugerem que as diferenças entre réplicas apontam para uma distribuição heterogénea e para a existência de micro-nichos no substrato. DeNICOLA & McINTIRE (1990a; 1990b) atribuem a heterogeneidade espacial à variação que se gera no regime de corrente, quando a água circula por um substrato irregular. Muito provavelmente por estes motivos, no rio Degebe os valores médios de cada amostra têm associados uma elevada variância, em alguns casos com desvio padrão superior à média (ANEXO D).

Os valores mais elevados de clorofila *a*, acima do quartil superior (29,20 mg/m²), foram, sobretudo, registados nos meses de Primavera e de Verão, nas estações de cabeceira e no troço intermédio. Os dois valores mais elevados, 52,28 mg/m² e 67,10 mg/m², são "outliers" (Figura 5.16) e foram observados nas estações 1 e 2 nos meses de Maio e Setembro de 1990, respectivamente (ANEXO D). As concentrações de clorofila *a*, abaixo do quartil inferior (16,99 mg/m²), foram, maioritariamente, registadas nos meses de Inverno. A estação 5, localizada a seguir à barragem, e as estações incluídas no troço inferior do rio apresentam, de um modo geral, valores mais baixos, muitos dos quais inferiores a 16,99 mg/m² (ANEXO D).

Nas estações 8 e 10 do mês de Abril, amostradas durante a enxurrada, foram registados valores nulos de clorofila *a*, ou seja, inferiores ao limite de detecção do método (ANEXO D).

As enxurradas são as perturbações naturais mais frequentes em sistemas lóticos (FISHER *et al.*, 1982). RESH *et al.* (1988) definem perturbação como sendo um acontecimento discreto no tempo, caracterizado por uma frequência, uma intensidade e severidade fora de limites previsíveis, provocando modificações na estrutura do ecossistema. Segundo GRIMM & FISHER (1989), as perturbações definem o contexto em que a estabilidade do ecossistema é posta em causa. Por sua vez, a estabilidade de um

sistema é definida como a capacidade de funcionamento e manutenção da sua estrutura, perante uma situação instável de perturbação (GRIMM *et al.*, 1991).

A resistência (deformação que a variável biótica sofre durante a perturbação) e a resiliência (taxa de colonização após a perturbação) são medidas de estabilidade que têm sido utilizadas para caracterizar o ecossistema ou a resposta das comunidades a tais acontecimentos (GRIMM & FISHER, 1989; FISHER & GRIMM, 1991; GRIMM *et al.*, 1991).

GRIMM & FISHER (1989) encontraram uma correlação negativa entre a resistência do perifiton (medida pelo total de clorofila *a*) e a descarga de água durante uma enxurrada. No rio Degebe, o facto de não se terem detectado concentrações de clorofila *a* nas estações 8 e 10 durante a enxurrada (Abril 1989), indica a ocorrência de uma grande mortalidade com uma resistência praticamente nula do perifiton à velocidade de corrente da água (1,95 m/s e 1,35 m/s, respectivamente), que apresentou uma grande quantidade de sólidos em suspensão (175,0 mg/l e 70,7 mg/l). A diminuição da biomassa perifítica tem sido frequentemente observada depois de aumentos bruscos de corrente (e.g. HORNER & WELCH, 1981; ROUNICK & GREGORY, 1981; SLOANE-RICHEY *et al.*, 1981; FAIRCHILD & LOWE, 1984; NIELSEN *et al.*, 1984; HORNER *et al.*, 1990), e HORNER & WELCH (1981) e HORNER *et al.* (1990) referem que, em situações de enxurrada, os sólidos totais em suspensão exercem uma grande acção erosiva nas comunidades, sendo responsáveis pelo seu arrastamento. No rio Degebe existe uma correlação negativa entre a clorofila *a* e a velocidade da corrente ($r=-0,39$; $p<0,01$; $n=64$). No entanto, em semestre com caudal (Fevereiro de 1989 e durante a Primavera) foram observados valores elevados de clorofila *a* no substrato. Este facto parece indicar que é, fundamentalmente, o aumento brusco da velocidade da corrente o principal responsável pela diminuição da biomassa, e não o valor da velocidade da corrente em si. HORNER & WELCH (1981), HORNER *et al.* (1983), BIGGS & CLOSE (1989) e HORNER *et al.* (1990) sugerem que a velocidade da corrente, desde que não ultrapasse os limites a que as algas estão adaptadas, é benéfica à produtividade. A corrente produz um gradiente de difusão que aumenta as trocas de substâncias entre as algas bentónicas e a água. Por esse motivo, as espécies lólicas apresentam um maior consumo mineral e uma taxa de respiração superior que as suas congéneres em águas paradas (KEITHAN & LOWE, 1985).

Em Junho de 1989, nas estações 6, 7 e 8 amostradas numa situação ambiental com elevado teor de sólidos em suspensão na água (148,7 mg/l, 164,0 mg/l e 284,0 mg/l, respectivamente), mas com velocidade de corrente de 0,60 m/s, 0,64 m/s e 0,61 m/s, as concentrações de clorofila *a* foram elevadas (25,25 mg/m², 23,48 mg/m² e 25,04 mg/m², respectivamente). Tal facto sugere que o aumento isolado dos sólidos em suspensão não constituiu aparente perturbação à comunidade perifítica. Pelo contrário, na água, a clorofila *a* foi 5,21 mg/m³ na estação 6 e nula nas estações 7 e 8 (ANEXO B), evidenciando-se uma elevada mortalidade na comunidade fitoplanctónica, provavelmente devido ao arrastamento e deposição.

Especialmente, a produtividade perifítica, expressa pela concentração de clorofila *a*, traduz a existência de um gradiente longitudinal (Figura 5.21), comprovado estatisticamente pela regressão significativa ($p<0,01$; $F=10,804$; $r^2=0,52$) existente entre a concentração média de clorofila *a* e a distância geográfica à nascente (variável independente):

$$cl\ a = 31,734 - 0,187\ distância\ geográfica.$$

Os valores médios da clorofila a foram mais elevados na zona a montante da albufeira (Figura 5.21). Na estação 5, localizada imediatamente depois da barragem, verifica-se uma descontinuidade com valores mais reduzidos. Contrariamente, MARCUS (1980), BENNETT *et al.* (1986), e BLINN *et al.* (1989) registaram concentrações de clorofila a mais elevadas, em locais situados a seguir a barragens. O aumento da biomassa, em tais situações, parece estar relacionado com o enriquecimento em nutrientes provenientes das descargas de água e com a diminuição da turbidez (WARD, 1976).

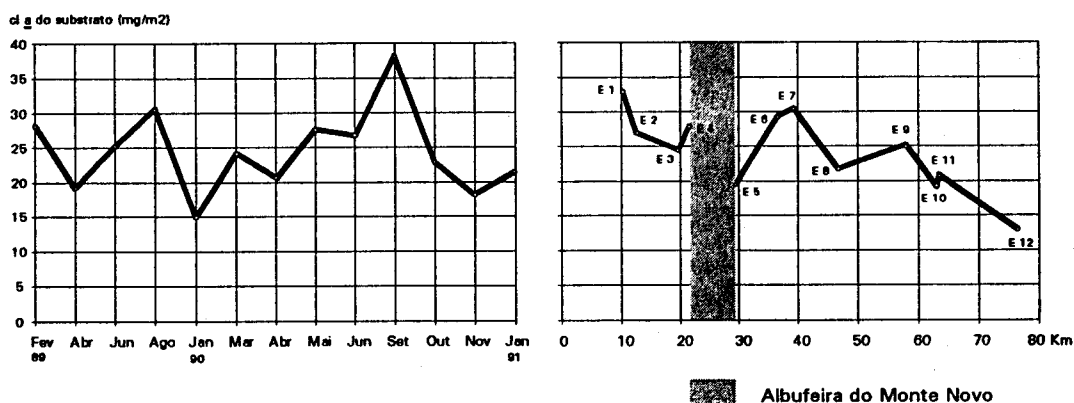


FIGURA 5.21 - Variação média temporal da clorofila a do perifiton, ao longo do período estudado e variação média espacial da clorofila a do perifiton, ao longo do rio Degebe

No rio Degebe, a albufeira do Monte Novo tem como função o armazenamento de água, não tendo ocorrido descargas durante o período estudado. THYSSEN (1981 *in* SAND JENSEN *et al.*, 1988), reportando-se a rios dinamarqueses que apresentam descargas estáveis de água, nota que os macrófitos submersos estão presentes ao longo de todo o ano, sendo baixa a biomassa das algas bentónicas, devido a ensombramento. No rio Degebe, a estação de amostragem localizada imediatamente a jusante da barragem apresenta características lênticas, com um elevado desenvolvimento de macro-algas filamentosas ao longo de todo o ano. O ensombramento pode ser responsável pela diminuição da produtividade perifítica (expressa em clorofila a); como refere MINSHALL (1978), a luz é um dos principais factores limitativos da produção algal. Também é provável que o substrato tipicamente rochoso influencie a composição e estrutura da comunidade bentónica e se reflecta numa diminuição da produtividade. HOWARD-WILLIAMS *et al.* (1986), STEINMAN & PARKER (1990) e IVERSEN *et al.* (1991), referem que o tipo de substrato influencia fortemente a composição algal e a biomassa em águas correntes. BLINN *et al.* (1980), encontrando produtividades duas vezes mais elevadas em substrato arenoso do que em substrato basáltico e calcário, sugerem que a micro-estrutura superficial e a solubilidade do substrato são os principais responsáveis pelas diferenças registadas. Por outro lado, WARD (1976) refere que a redução do caudal a seguir a barragens surge normalmente associada à

diminuição da heterogeneidade do substrato, o que, por sua vez, poderá contribuir para uma redução da produtividade algal.

Na zona inferior do rio, os valores de clorofila *a*, tendencialmente mais reduzidos, devem estar relacionados com o aumento da corrente, associado com a menor estabilidade do substrato (CUSHING *et al.*, 1983b; IVERSEN *et al.*, 1991). É exactamente nessa zona do rio, de encostas muito declivosas, que o escoamento de água é superior e que a precipitação assume, frequentemente, efeitos torrenciais com conseqüente reflexo nas comunidades biológicas.

No rio Degebe, não é muito nítido o efeito do tributário na comunidade perifítica. Na estação 10, localizada imediatamente a jusante da ribeira da Amieira, a clorofila *a* evidenciou valores aparentemente relacionados com o padrão de evolução longitudinal (Figura 5.21). Observação semelhante foi verificada por CUSHING *et al.* (1983b) em rios de montanha localizados nos E.U.A.

Os valores médios de clorofila *a* apresentaram-se, de um modo geral, elevados ao longo das diferentes épocas do ano (Figura 5.21), demonstrando a importância que o perifíton assume no balanço energético do rio. Em Setembro de 1990, o valor médio da clorofila *a* está empolado devido ao "outlier" registado na estação 2. No entanto, os valores médios de clorofila *a* são tendencialmente mais elevados no Verão e mais reduzidos no Inverno. As razões desta diferença, para além do aumento da corrente durante o Inverno, possivelmente responsável pelo arrastamento das populações bentónicas, deve-se, principalmente, à longevidade do fotoperíodo, à intensidade da luz e à temperatura, que são muito distintas nestas duas épocas do ano. A correlação positiva entre a clorofila *a* e a temperatura da água ($r=0,194$; $p<0,05$; $n=108$) é indicadora da influência da temperatura na variação temporal da clorofila (MARKER & CASEY, 1982; MUNN *et al.*, 1989).

Para o rio Degebe existe uma correlação positiva entre a clorofila *a* e os silicatos ($r=0,355$; $p<0,05$; $n=41$), muito provavelmente relacionada com a taxa de sucessão das comunidades bentónicas. Uma substituição das diatomácias pelas cianofícias no Verão (MARKER & GUNN, 1977; SAND-JENSEN & SØNDERGAARD, 1981; MARKER & CASEY, 1982) pode ser responsável pelo aumento da concentração de silicatos na água, durante o período de maior produtividade perifítica.

Feopigmentos

Os valores de feopigmentos, estimados pela aplicação da equação espectrofotométrica de LORENZEN (1967), permitem observar uma média de 18,63 mg/m² e um desvio padrão muito elevado (16,52 mg/m²), reflexo de uma grande variabilidade no vector de dados (Quadro 5.7). Os 25% dos valores totais mais elevados, acima do quartil superior (22,05 mg/m²), foram, principalmente, registados nos meses de Primavera e de Verão. Observando a Figura 5.16, verifica-se a existência de "outliers", detectados durante os meses de Verão (Junho e Agosto de 1989 e Setembro de 1990). Os valores mais reduzidos, abaixo de 7,90 mg/m² (quartil inferior), foram, maioritariamente, registados na estação 5, situada após a barragem do Monte Novo, e nas estações 10, 11 e 12, localizadas no troço inferior do rio, ao longo de diferentes épocas do ano (ANEXO D). Durante a enxurrada de Abril, tal como para a clorofila *a*, não foram detectadas concentrações de feopigmentos nas estações 8 e 10 (ANEXO D).

A variação espacial dos feopigmentos é semelhante à verificada para a clorofila *a*, evidenciando-se um gradiente, estatisticamente comprovado pela regressão significativa ($p < 0,05$; $F = 7,878$; $r^2 = 0,44$) existente entre os valores médios de feopigmentos e a distância geográfica à nascente (variável independente):

$$\text{feopigmentos} = 28,104 - 0,248 \text{ distância geográfica}$$

Na respectiva representação gráfica (Figura 5.22), notam-se os efeitos descontínuos da barragem e do tributário, expressos, pela diminuição da concentração dos feopigmentos nos locais situados imediatamente a jusante.

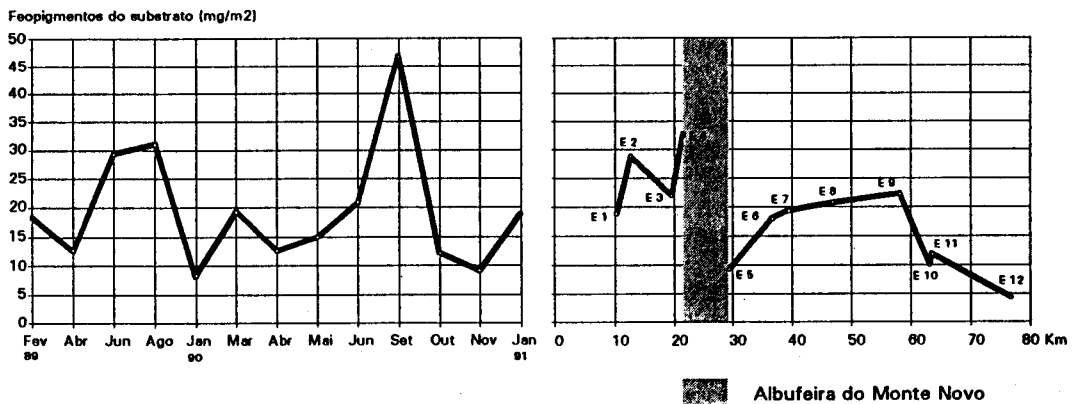


FIGURA 5.22 - Variação média temporal dos feopigmentos do perifiton, ao longo do período estudado e variação média espacial dos feopigmentos do perifiton, ao longo do rio Degebe

Os feopigmentos apresentaram importantes variações ao longo das distintas épocas do ano (Figura 5.22). A concentração média de feopigmentos foi superior nos meses de Verão, quando a produtividade perifítica, avaliada pela concentração de clorofila *a*, foi também mais elevada. É possível que este facto se deva à elevada intensidade de radiação que, sendo prejudicial para muitas algas (LUND, 1965 *in* BONEY, 1975), resulte numa destruição dos pigmentos fotossintéticos (STEEL, 1971 *in* DUNCAN & BLINN, 1989). Como para a clorofila *a*, os valores médios mais reduzidos de feopigmentos foram registados no Inverno.

Índice de diversidade pigmentar

No rio Degebe o índice de diversidade pigmentar foi baixo, apresentando um valor médio de 2,36 com um desvio padrão de 0,45 (Quadro 5.7). Ocasionalmente foram determinados valores de 3 que são, no entanto, dentro da mancha de variação, "outliers" (valores superiores a 3,09) (Figura 5.16).

Os valores mais elevados, acima do quartil superior (2,56), foram maioritariamente registados durante o mês de Agosto de 1989, época em que foi observado o valor máximo

de 3,71 (estação 2), no mês de Abril de 1990 e durante o Inverno (Janeiro de 1990 e Janeiro de 1991) (ANEXO D). Os valores mais reduzidos, abaixo de 2,21 (quartil inferior) e diferentes de zero, foram, sobretudo, observados no mês de Fevereiro de 1989 e nos meses de Junho e Setembro de 1990. Os valores nulos correspondem às determinações efectuadas nas estações 8 e 10 do mês de Abril, amostradas durante a enxurrada (ANEXO D).

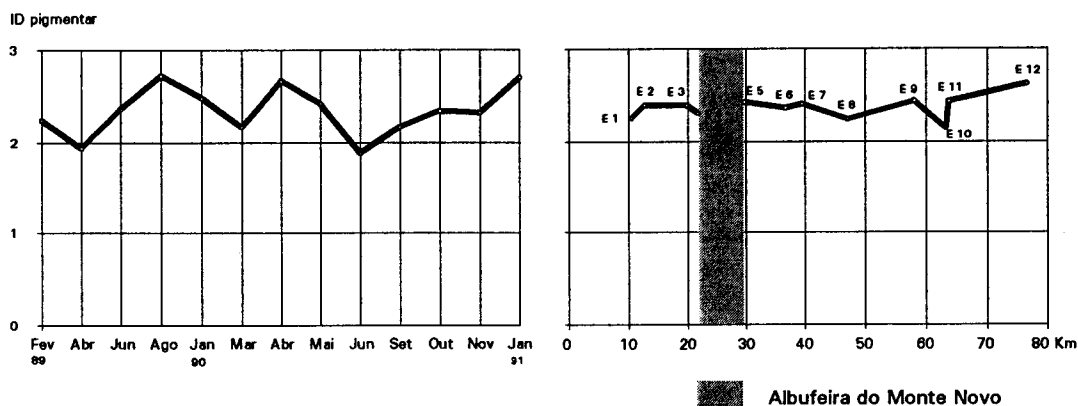


FIGURA 5.23 - Variação média temporal do índice de diversidade pigmentar do perifiton, ao longo do período estudado e variação média espacial do índice de diversidade pigmentar do perifiton, ao longo do rio Degebe

A variação do índice de diversidade ao longo do rio foi bastante estável, com valores variando entre 2,16 e 2,64, respectivamente nas estações 10 e 12 (Figura 5.23). Durante o semestre com caudal, o índice de diversidade apresentou uma correlação negativa com a corrente ($r=-0,37$; $p<0,01$; $n=64$), indicadora do seu efeito abrasivo sobre as populações, impedindo que elas atinjam maturidades superiores (ID superior).

Para o período de amostragem em que foram efectuadas análises de nutrientes, (1990) verificou-se a existência de uma correlação significativa com os nitratos ($r=0,32$; $p<0,05$; $n=41$), evidenciando-se, deste modo, a mesma tendência de variação, com valores mais reduzidos, sobretudo durante o final da Primavera/início do Verão. A complexidade do sistema pigmentar parece não ser afectada pela diminuição dos nitratos na água, apresentando durante essa época, e contrariamente ao fitoplâncton, valores baixos de diversidade pigmentar, o que indica a existência de populações jovens (MARGALEF, 1977). Este facto leva-nos a supor que as comunidades perifíticas beneficiam do ciclo de nutrientes que se desenvolve na zona hiporreica e que constitui uma fonte importante de azoto inorgânico (GRIMM *et al.*, 1981; GRIMM & FISHER, 1984; GRIMM & FISHER, 1986a, 1986b; GRIMM, 1987; GRIMM *et al.*, 1991).

Composição do perifiton. Ordenação global

De uma forma semelhante ao efectuado para o fitoplâncton, analisou-se a tendência ordenativa do perifiton, através da Análise Factorial de Correspondências (AFC) aplicada à



matriz de abundância/dominância das principais classes taxonômicas presentes nas seis estações de colheita, amostradas em diferentes épocas de 1990 (6 classes taxonômicas x 46 estações de amostragem). Consideraram-se: Bacillariophyceae; Chlorophyceae; Cryptophyceae; Chrysophyceae; Cyanophyceae; e Euglenophyceae.

Na Figura 5.24 apresentam-se a disposição das classes taxonômicas e dos locais de amostragem no plano definido pelos dois primeiros eixos factoriais (72,75% de variabilidade acumulada).

O primeiro eixo, que retém 48,06% da variância total (Quadro 5.9), representa a evolução temporal da comunidade que opõe Bacillariophyceae e Chlorophyceae, na Primavera e no Outono, a Cyanophyceae no Verão. As estações 2, 4, 8 e 10, amostradas em Janeiro, localizam-se na parte negativa do primeiro eixo, devido ao elevado desenvolvimento de Cyanophyceae registado. Na zona central colocam-se as estações que não apresentaram dominância de nenhuma das referidas classes, mas que demonstraram uma maior abundância relativa das classes Cryptophyceae e Chrysophyceae.

QUADRO 5.9 - Variabilidade explicada e acumulada nos dois primeiros eixos factoriais da AFC aplicada à matriz: 6 classes taxonômicas do perifiton x 46 estações de amostragem

Eixos factoriais	Valores próprios	% de variância explicada	% de variância acumulada
I	0,096	48,06	48,06
II	0,049	24,69	72,75

Cyanophyceae é a classe que evidencia a maior contribuição absoluta para o primeiro eixo (73,7%). Bacillariophyceae contribui apenas com 16,6%. As estações onde Cyanophyceae foi dominante são as que apresentam maiores contribuições absolutas, evidenciando-se, por isso, as estações 2 (16,0%) e 11 (5,1%) amostradas em Setembro e a estação 10 referente ao mês de Janeiro (8,0%). No polo positivo, caracterizado pela dominância de Bacillariophyceae, destacam-se as estações 2 (6,4%) e 1 (4,6%) amostradas em Março e Janeiro, respectivamente.

O segundo eixo apresenta-se, fundamentalmente, definido pela classe Euglenophyceae (74,4% de contribuição absoluta). Chlorophyceae, na parte positiva do mesmo eixo, apresenta a segunda maior contribuição absoluta (8,4%), caracterizando, sobretudo, as estações com valores de abundância de 2 e 3 [numa escala com seis termos (ANEXO E)]. No polo negativo, a maior contribuição absoluta, significativamente baixa, é atribuída a Chrysophyceae (6,1%). As estações que se localizam na extremidade negativa do eixo caracterizam-se, essencialmente, por não apresentarem, em oposição ao polo positivo, Euglenophyceae; evidenciam-se as estações 8, 10 e 11 amostradas em Janeiro.

O polígono definido, por exemplo para a estação 4, pela união dos pontos referentes às distintas épocas de amostragem, mostra a evolução temporal da comunidade perifítica. Deste modo, Março caracteriza-se por apresentar maior abundância/dominância de Chlorophyceae e Bacillariophyceae. Em Abril e Maio verifica-se uma clara dominância de Bacillariophyceae. Nos meses de Junho e de Setembro aumentam as presenças de Euglenophyceae e de Cyanophyceae. Em Outubro e Novembro a comunidade caracteriza-se, novamente, por uma maior abundância de Bacillariophyceae. Para o mês de Janeiro o polígono inflecte em sentido negativo, devido ao desenvolvimento de Cyanophyceae.

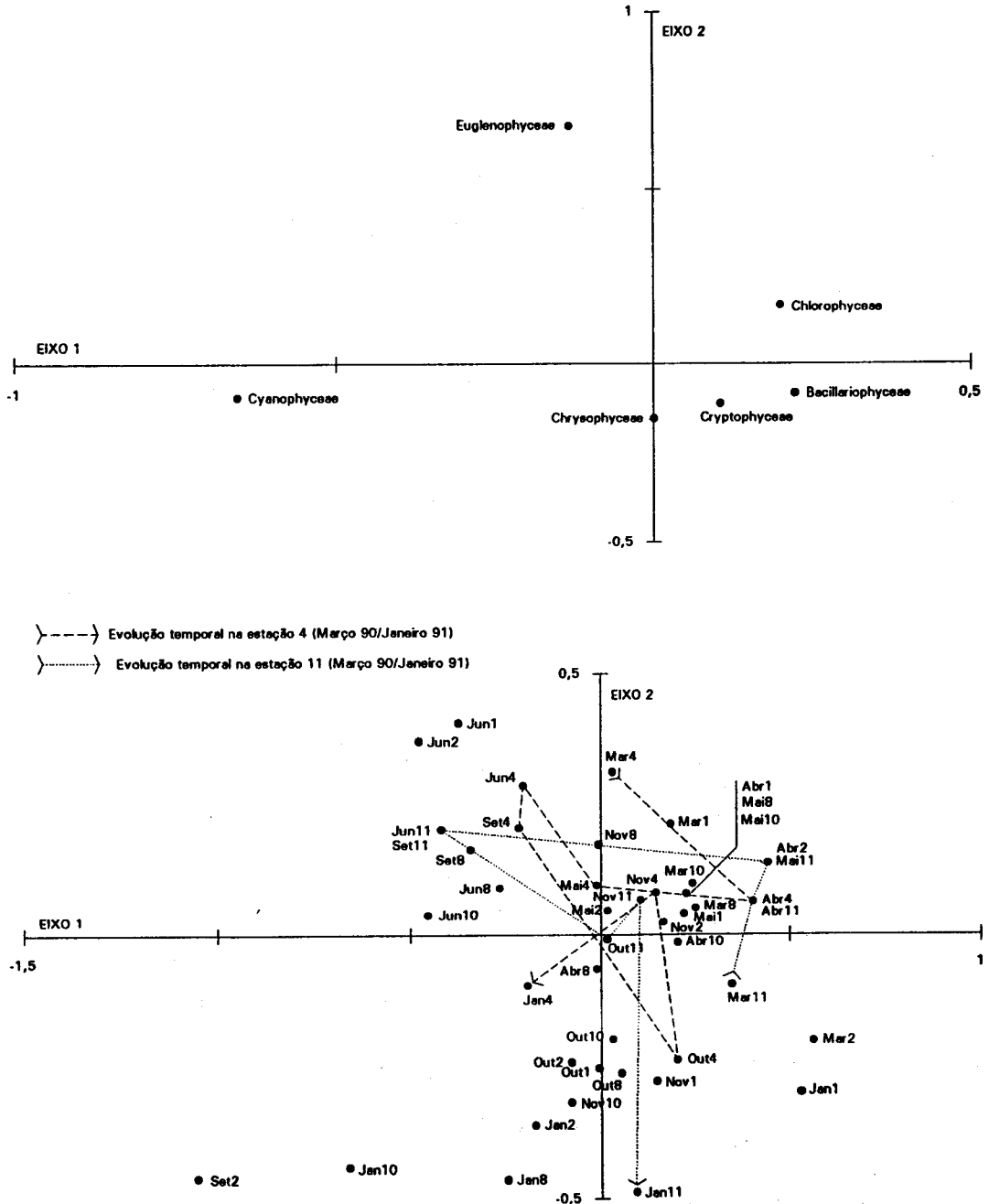


FIGURA 5.24 - Ordenação das principais classes taxonômicas do perífiton e ordenação das estações de amostragem, no plano definido pelos dois primeiros eixos factoriais

Se seguirmos a mesma trajectória, mas agora para a estação 11, verifica-se que ela apenas difere em Março, devido à maior abundância/dominância de Bacillariophyceae comparativamente com o desenvolvimento simultâneo de Chlorophyceae na estação 4, e em Janeiro, devido à dominância de Bacillariophyceae. As restantes estações de amostragem apresentam uma evolução temporal semelhante, inflectindo no sentido de um maior desenvolvimento de Cyanophyceae, no mês de Janeiro, as estações 2, 8 e 10.

Em sistemas que apresentam concentrações elevadas de nutrientes na água, a comunidade bentónica evidencia um padrão temporal típico, com um máximo de diatomácias na Primavera (MARKER & CASEY, 1982). No rio Degebe, com excepção dos meses de Verão (e de algumas estações amostradas em Janeiro), foi verificada uma clara dominância de Bacillariophyceae, o que também tem sido referenciado noutros sistemas (e.g. MARKER & CASEY, 1982; SUMNER & McINTIRE, 1982; DUNCAN & BLINN, 1989). No entanto, a produtividade bentónica foi superior (mg/m^2 de clorofila a) no Verão, durante a época de dominância de Cyanophyceae. É possível que a diminuição de Bacillariophyceae naquela época do ano esteja relacionada com as reduzidas concentrações de azoto inorgânico disponíveis para assimilação mas também com a fotoinibição, particularmente referenciada para a classe Bacillariophyceae (DUNCAN & BLINN, 1989). Os mesmos autores argumentam que Bacillariophyceae apresenta densidades celulares mais elevadas a temperaturas e intensidades de radiação luminosa inferiores às preferidas por Cyanophyceae. Por esta razão, em sistemas abertos em que a luz não constitui factor limitativo, o pico de Bacillariophyceae na Primavera antecede o de Cyanophyceae no Verão.

5.2.3 Macrófitos

No rio Degebe, os macrófitos que ocupam a zona da água são sobretudo helófitos, dos quais os mais importantes, em termos de cobertura, são: *Typha angustifolia* L.; *Scirpus lacustris* L.; *Cyperus longus* L.; e *Paspalum paspalodes* (Michx) Scriber.

Os hidrófitos são menos abundantes, destacando-se, no entanto, *Ranunculus peltatus* Schrank. Esta espécie de floração precoce (WESTLAKE, 1975) ocorreu com uma abundância relativamente elevada em 1989. Veja-se, por exemplo, a classe de abundância/cobertura atribuída a *Ranunculus peltatus* Schrank., nas estações 3, 5 e 7 nos meses de Fevereiro, Abril e Junho, e também em Agosto na estação 5 (Quadro 5.10). No entanto, em 1990, *Ranunculus peltatus* Schrank. esteve praticamente ausente, tendo apenas sido detectado, mas com percentagens de cobertura muito reduzidas (valor 1 na escala relativa de abundância/cobertura), nas estações 7 e 5 nos meses de Maio e Outubro, respectivamente. É provável que este facto esteja relacionado com as elevadas precipitações registadas nos meses de Novembro e Dezembro de 1989, e que desencadearam fortes enxurradas com escoamentos de $221,10 \times 10^6 \text{ m}^3$ e de $357,49 \times 10^6 \text{ m}^3$, respectivamente. Não nos esqueçamos que o ano hidrológico de 1989/90 representa aquele, em que nos últimos 35 anos, na estação hidrológica da Amieira, foi registado o escoamento máximo (cf. Capítulo 2). O efeito abrasivo da velocidade da corrente e dos materiais arrastados podem ter sido os principais responsáveis pelo arrastamento de plantas com raízes ligadas ao substrato do leito do rio. Em Abril de 1989, nas estações 8, 10 e 11, é visível o efeito nefasto da enxurrada sobre *Ranunculus peltatus* Schrank., não voltando a estar presente nos meses seguinte (Quadro 5.10). É evidente que a enxurrada ocorreu em

todo o rio, mas é a jusante que a velocidade da corrente atinge valores mais elevados (cf. pag. 68), sendo o efeito da perturbação mais activo, por vezes catastrófico, sobre as comunidades aquáticas. TOPIC (1989), tendo registado uma ocorrência irregular de *Potamogetonetus graminei* (W. Koch) ao longo de seis anos, na bacia de inundação formada pelos rios Danubio e Drava na Jugoslávia, sugere que tal facto se deva ao regime hidrológico do rio.

No rio Degebe, os terrenos limítrofes às estações localizadas a montante da albufeira e à estação 8, situada a jusante, na zona do terraço fluvial, são utilizados pela agricultura extensiva. Nestas estações, a altura de água é reduzida, a velocidade da corrente é baixa e o substrato está formado essencialmente por elementos finos. Este ambiente resulta, com excepção da estação 2, localizada sob um denso túnel de *Salix* sp., *Fraxinus angustifolia* Vahl, *Populus nigra* L. e *Rubus ulmifolius* Scott, numa elevada ocupação do leito do rio por uma densa vegetação de helófitos. O estrato superior (até 200 cm) está representado por *Typha angustifolia* L., plantas de porte alto, estando o estrato inferior (até 50 cm) ocupado por *Scirpus lacustris* L., *Cyperus longus* L. e *Paspalum paspalodes* (Michx) Scriber. *Juncus bufonius* L., uma espécie que surge em zona de talude durante a Primavera e o Verão, apresenta no Inverno, nalgumas estações de amostragem, as raízes mergulhadas na água devido ao maior escoamento e aumento do leito aparente.

QUADRO 5.10 - Biomassa de *Ranunculus peltatus* Schrank (g/m^2) e respectivo valor de abundância/cobertura () para diferentes estações de amostragem e épocas do ano

	Est. 3	Est. 4	Est. 5	Est. 7	Est. 8	Est. 10	Est. 11
Fevereiro/89	187,5 (2)	-	297,5 (3)	222,5 (3)	280,0 (2)	442,5 (1)	100 (1)
Abril	265,0 (3)	227,5 (2)	325,0 (3)	332,5 (3)	-	-	-
Junho	200,0 (3)	200,0 (2)	267,5 (3)	297,0 (2)	-	-	-
Agosto	-	-	245,0 (3)	-	-	-	-
Mai/90	-	-	-	120,0 (1)	-	-	-
Outubro	-	-	252,5 (1)	-	-	-	-

Na estação 5, localizada a seguir à barragem, os macrófitos são abundantes e estão representados pelas mesmas espécies que se desenvolvem a montante.

Nas estações localizadas nos troços intermédios e inferior (excepção feita para a estação 8), a velocidade de corrente mais elevada e a maior heterogeneidade do substrato não favorecem o desenvolvimento de macrófitos (WETZWL, 1975; MADSEN & ADAMS, 1989). *Typha angustifolia* L. desaparece, desenvolvendo-se os helófitos *Scirpus lacustris* L., *Cyperus longus* L. e *Paspalum paspalodes* (Michx) Scriber, mas com níveis de cobertura inferiores aos verificados a montante.

Com base nos valores médios de biomassa (g/m^2) por estação de amostragem, calculados para cada espécie separadamente (Quadro 5.11), elaborou-se a Figura 5.25. De imediato se nota que *Typha angustifolia* L. apresenta os valores de biomassa mais elevados, seguida por *Scirpus lacustris* L. e *Cyperus longus* L.. Os macrófitos que apresentam biomassas inferiores são *Juncus bufonius* L., *Ranunculus peltatus* Schrank e as macro-algas filamentosas.

QUADRO 5.11 - Valores médios de biomassa em g/m^2 e desvio padrão (), por espécie de macrófitos identificada nas estações de amostragem

	Est. 1	Est. 2	Est. 3	Est. 4	Est. 5	Est. 6	Est. 7	Est. 8	Est. 9	Est. 10	Est. 11	Est. 12
<i>Typha angustifolia</i>	1123,6 (447,5)	-	1111,7 (232,5)	1033,8 (182,7)	1356,4 (387,2)	-	-	1219,6 (310,0)	-	-	-	-
<i>Juncus bufonius</i>	-	-	332,0*	415,2 (144,6)	-	-	-	-	-	-	-	436,0** (22,6)
<i>Scirpus lacustris</i>	582,2 (170,8)	-	480,3 (95,6)	537,9 (110,1)	582,2 (101,7)	564,1 (118,9)	617,9 (125,8)	568,2 (87,3)	618,0 (96,5)	516,7 (79,7)	491,9 (76,7)	474,7 (73,0)
<i>Cyperus longus</i>	-	251,1** (21,6)	367,5 (194,9)	477,5 (117,2)	571,0 (79,8)	436,2 (48,4)	524,5 (65,1)	446,7 (173,9)	722,0 (106,0)	421,7 (102,7)	365,5 (131,2)	489,1 (99,2)
<i>Ranunculus peltatus</i>	-	-	217,5 (41,6)	213,8** (19,5)	277,5 (33,3)	-	243,0 (93,9)	280,0	-	442,5*	100,0*	-
<i>Paspalum paspalodes</i>	296,1 (52,9)	-	225,0 (50,0)	-	155,0 (38,2)	-	154,2 (45,8)	238,3 (67,7)	-	-	217,5 (33,8)	-
algas filamentosas	70,9 (52,1)	-	-	-	58,6 (43,7)	-	26,5 (31,78)	51,3** (15,9)	95,0*	-	60,0	13,2** (9,7)

* - apenas um valor determinado

** - dois valores determinados

Na maior parte das águas correntes as macro-algas filamentosas são uma componente muito importante da comunidade fitobentônica (REITER & CARLSON, 1986; DODDS, 1991). No rio Degebe, a sua colonização no substrato ocorreu em zonas com velocidade de corrente nula ou reduzida, tendo-se desenvolvido com maior abundância nas estações 1 e 5 (zona de cabeceira e local situado imediatamente a seguir à barragem). Foi nestas estações que as biomassas foram superiores (Quadro 5.11) e que as filamentosas foram identificadas como *Cladophora sp.*, macro-alga verde muito comum em locais situados a jusante de barragens (LOWE, 1979; BLINN *et al.*, 1989; USHER & BLINN, 1990), proporcionando substrato para os epífitos e refúgio para numerosos macroinvertebrados (BLINN *et al.*, 1989; USHER & BLINN, 1990).

Embora, no rio Degebe, a biomassa das filamentosas seja diminuta comparativamente com a biomassa dos macrófitos, a sua utilização como fonte de alimentação directa é superior sendo muito importante no metabolismo trófico nos locais em que se desenvolve (BLINN *et al.*, 1989; USHER & BLINN, 1990).

Na Figura 5.26, referente à variação temporal da biomassa média, verifica-se, para algumas espécies, uma grande discrepância entre os valores calculados para o Verão e para o Inverno. Segundo WESTLAKE *et al.* (1980), em zonas temperadas os macrófitos lóticos apresentam dois períodos distintos: o de expansão e de crescimento entre o final do Inverno

e o princípio da Primavera, e o de paragem invernal, em que a maior parte das plantas desaparece por arrastamento.

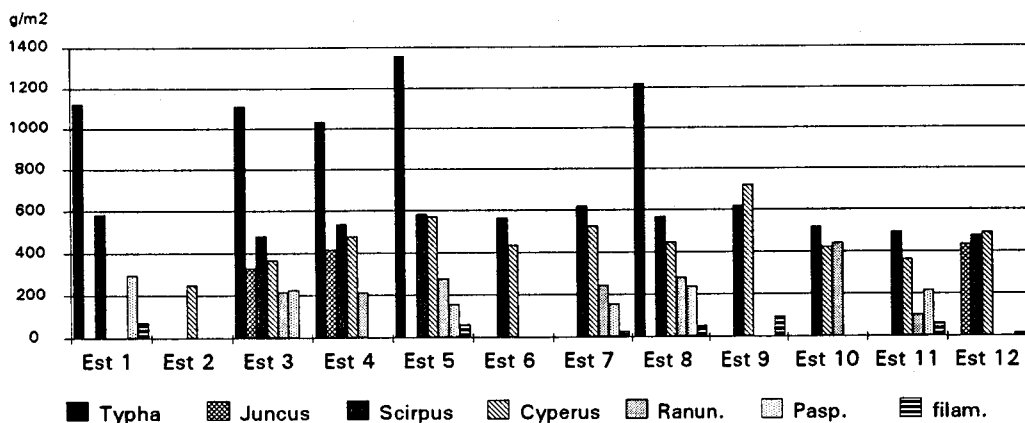


FIGURA 5.25 - Valores médios de biomassa de macrófitos (g/m^2) por estação de amostragem

Todas as plantas aquáticas crescem na Primavera e atingem a biomassa máxima, "maximum standing crop" (MSC), no final desta estação ou no Verão, consoante o regime hidrológico, as condições climáticas e a biologia das espécies. Espécies precoces têm tendência a apresentar picos de biomassa mais cedo, o que foi observado em 1989 com *Ranunculus peltatus* Schrank. Facto semelhante foi verificado na ribeira do Divor (FERREIRA, 1992), e segundo WESTLAKE (1975), é uma característica de muitos *Ranunculus* aquáticos.

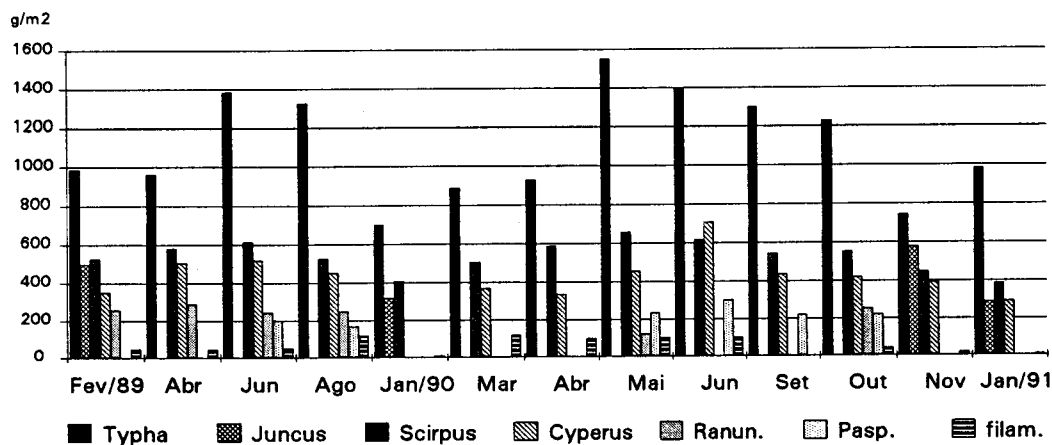


FIGURA 5.26 - Variação média temporal da biomassa de macrófitos (g/m^2) ao longo do período estudado

A relação entre a máxima biomassa primaveril ou estival e o mínimo no Inverno é, em geral, grande, podendo ser 10 vezes superior. WESTLAKE *et al.* (1980) referem, no entanto, que aquela relação é menor quando se consideram as biomassas radiculares. Para o rio Degebe, no Quadro 5.12, apresenta-se essa relação referente a *Typha angustifolia* L., *Scirpus lacustris* L., *Cyperus longus* L. e macro-algas filamentosas. Não se incluíram as outras espécies porque *Juncus bufonius* L. apenas esteve presente no Inverno, *Ranunculus peltatus* Schrank apresentou uma ocorrência irregular ao longo do período estudado e *Paspalum paspalodes* (Michx) Schriber é uma espécie que só ocorre no final da Primavera e durante o Verão.

Da observação do Quadro 5.12 verifica-se que as macro-algas filamentosas e *Cyperus longus* L. são as plantas menos resistentes ao período invernal. *Cyperus longus* L. sofreu uma grande quebra com as enxurradas que ocorreram em Novembro e Dezembro de 1989 não estando presentes em Janeiro do ano seguinte, razão para o valor extremamente elevado de 519,24. *Typha angustifolia* L. e *Scirpus lacustris* L. parecem ser as espécies mais resistente ao período invernal.

QUADRO 5.12 - Relação entre os valores máximo e mínimo de biomassa média para os dois anos de estudo: 1989/90 e 1990/91

	1989/1990	1990/1991
<i>Typha angustifolia</i>	1,98 Junho/Janerio	2,09 Maio 90 /Novembro 90
<i>Scirpus lacustris</i>	1,51 Junho/Janerio	1,70 Maio/Janerio
<i>Cyperus longus</i>	519,24 Junho89/Janerio	2,44 Junho/Janerio
algas filamentosas	16,91 Agosto/Janerio	17,12 Março/Janerio

FISHER & CARPENTER (1976) e HILL & WEBSTER (1983) referem que a morte e degenerescência dos macrófitos no final do Verão e princípio de Outono contribui significativamente para o aumento da matéria orgânica, fonte de energia muito importante entre duas situações tróficas extremas: autotrofia, fundamentalmente devido à produção perifítica no Verão, e heterotrofia outonal derivada do "input" de materiais exteriores ao sistema. FISHER & CARPENTER (1976) referem que os macrófitos podem contribuir de 1 a 30% para a produção autóctone. No entanto, grande parte desta biomassa entra nas cadeias alimentares por via detritica (e.g. KALFF, 1980; SMOCK & STONEBURNER, 1980; GREGORY, 1983; RODGERS *et al.*, 1983; SMOCK & HARLOWE, 1983; MANN, 1988; NEWMAN, 1991). Segundo ANDERSON & SEDELL (1979), a decomposição de macrófitos é rápida (com perda de cerca de 50% de peso por semana), comparativamente com folhas de árvore (aproximadamente 5-25% de perda de peso por semana). O processo de decomposição envolve uma rápida lixiviação de alguns componentes do protoplasma celular seguida pela acção microbiana que contribui para o aumento das concentrações de azoto e proteína nos produtos em decomposição (BROCK *et al.*, 1983; ROGERS & BREEN, 1983). Este enriquecimento em nutrientes é em parte responsável pela atracção dos

macroinvertebrados pelos macrófitos em decomposição (SUREN & LAKE, 1989; SUREN, 1990). Segundo HILL & WEBSTER (1983), em muitos sistemas lóticos os macrófitos podem assumir importância sazonal significativa, proporcionando nutrientes e carbono quando outras fontes são menos abundantes.

A variação espacial da cobertura de macrófitos foi estudada para os meses de Junho de 1989 e Maio de 1990, épocas em que se registaram as biomassas máximas. Observando a Figura 5.27, verifica-se que para ambos os meses e contrariamente ao postulado na teoria do contínuo lótico (VANNOTE *et al.*, 1980), a cobertura de macrófitos é mais elevada na zona superior do rio, com número de ordem 1 e 2. Exceptua-se a estação 2, caracterizada por apresentar uma densa vegetação ripícola de margem. A estação 8, situada a meio do sistema, apresenta uma elevada taxa de cobertura (entre 25 e 50% - classe 3 da escala de abundância e cobertura) que, no entanto, parece estar muito mais relacionada com as características do terraço fluvial que, ao abrir o vale de cheia, permitiu uma maior área de deposição e espraiamento do leito aparente, do que com a existência do contínuo descrito por VANNOTE *et al.* (1980). Embora existam referências relativas a um máximo de biomassa, cobertura e produtividade de macrófitos nas zonas médias de cursos de água (WARD & STANFORD, 1983b; WETZEL, 1988), em muitos casos esta ideia não se concretiza. FERREIRA (1992) refere, por exemplo, uma grande riqueza e cobertura em espécies nas zonas de cabeceira das ribeiras do Divor, de Sor, de Erra e de Raia (Bacia Hidrográfica do rio Sorraia), atribuindo tal facto à influência humana. Explicação que se parece, também, ajustar ao rio Degebe, onde a influência humana é mais elevada na zona superior do rio.

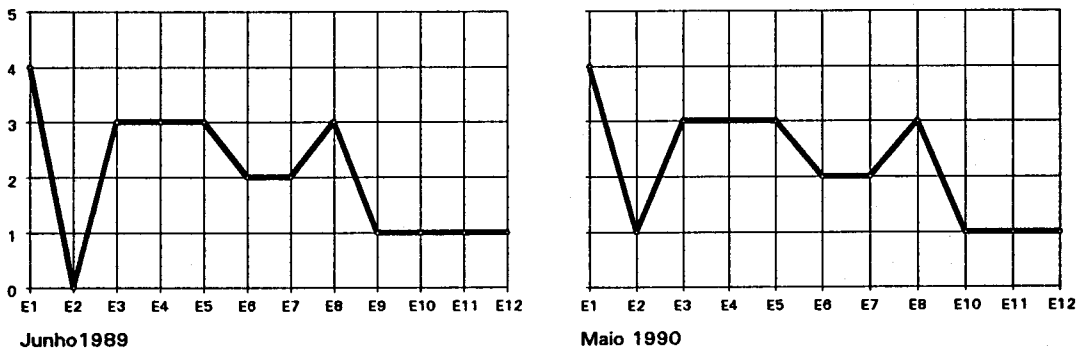


FIGURA 5.27 - Variação média espacial da abundância/cobertura de macrófitos, num escala semi-quantitativa de 6 termos, ao longo do rio Degebe

5.3 Ordenação global dos descritores

5.3.1 Ordenação dos períodos do ano em que foram amostradas 12 estações ao longo do perfil longitudinal do rio

A ordenação conjunta dos descritores físico-químicos e dos descritores da produção primária foi estudada através da Análise em Componentes Principais (PCA).

Efectuou-se a ordenação de dezanove descritores, utilizando a matriz simétrica de correlação entre descritores para os doze locais de colheita amostrados em diferentes épocas do ano (Fevereiro, Abril, Junho e Agosto de 1989, Janeiro, Maio e Outubro de 1990; 79 unidades amostrais). Deste modo, é possível comparar, para semelhantes explicações dos eixos, o resultado da ordenação em distintos períodos do ano.

O resultado da ordenação para as três primeiras componentes, apresentou valores próprios de 3,93, 2,83 e 2,00 respectivamente, a que corresponde uma variância acumulada de 46,12%.

A primeira componente (20,68% de variância), localiza, na parte positiva, um conjunto de descritores físico-químicos que se relacionam positivamente com a produção primária, ou seja, com os descritores utilizados para a sua caracterização, colocados do mesmo lado do eixo: pigmentos do fitoplâncton e do perifiton, e macrófitos (biomassa). A velocidade da corrente, *Juncus bufonius* L. (uma espécie que apenas se encontra em zona de água quando o caudal é elevado) e o índice de diversidade pigmentar da água, dispõem-se no lado negativo, opondo-se a todos os outros descritores.

O rio Degebe caracteriza-se por apresentar uma grande variabilidade temporal no regime hidrológico, com valores mais elevados de corrente durante o Inverno e interrupção do caudal durante o Verão, época em que se assiste a um elevado desenvolvimento dos produtores primários. Observando a ordenação resultante para a primeira componente (Figura 5.28), pode-se dizer que esta representa a evolução temporal que opõe a velocidade de corrente a produtores primários. Note-se que *Ranunculus peltatus* Schrank e os sólidos totais em suspensão não contribuem significativamente para a parte positiva do primeiro eixo. De facto, *Ranunculus peltatus* Schrank é uma espécie de floração precoce, que atinge o seu máximo desenvolvimento no início da Primavera. Por sua vez, no rio Degebe, a concentração de sólidos totais em suspensão foi elevada em duas situações muito distintas e opostas: durante ou após elevada escorrência de água, num sistema com características lóticis, e em época estival sem corrente, com elevada composição orgânica.

A segunda componente (14,92% de explicação) diferencia, fundamentalmente, os descritores da produção primária. Os macrófitos e os pigmentos perifíticos, na parte positiva, opõem-se aos pigmentos do fitoplâncton, que se localizam no lado negativo do eixo, onde, com excepção da temperatura, colocada numa zona próxima do centro e com consequente pouco significado para o eixo, se situam todos os outros descritores da água.

Da ordenação dos descritores no plano definido pelos dois primeiros eixos (35,60% de explicação acumulada), verifica-se que a corrente, *Juncus bufonius* L. e o índice de diversidade pigmentar da água se posicionam isoladamente na parte negativa do primeiro eixo, ordenando-se os outros descritores a partir do centro (0,0), ao longo do segundo eixo.

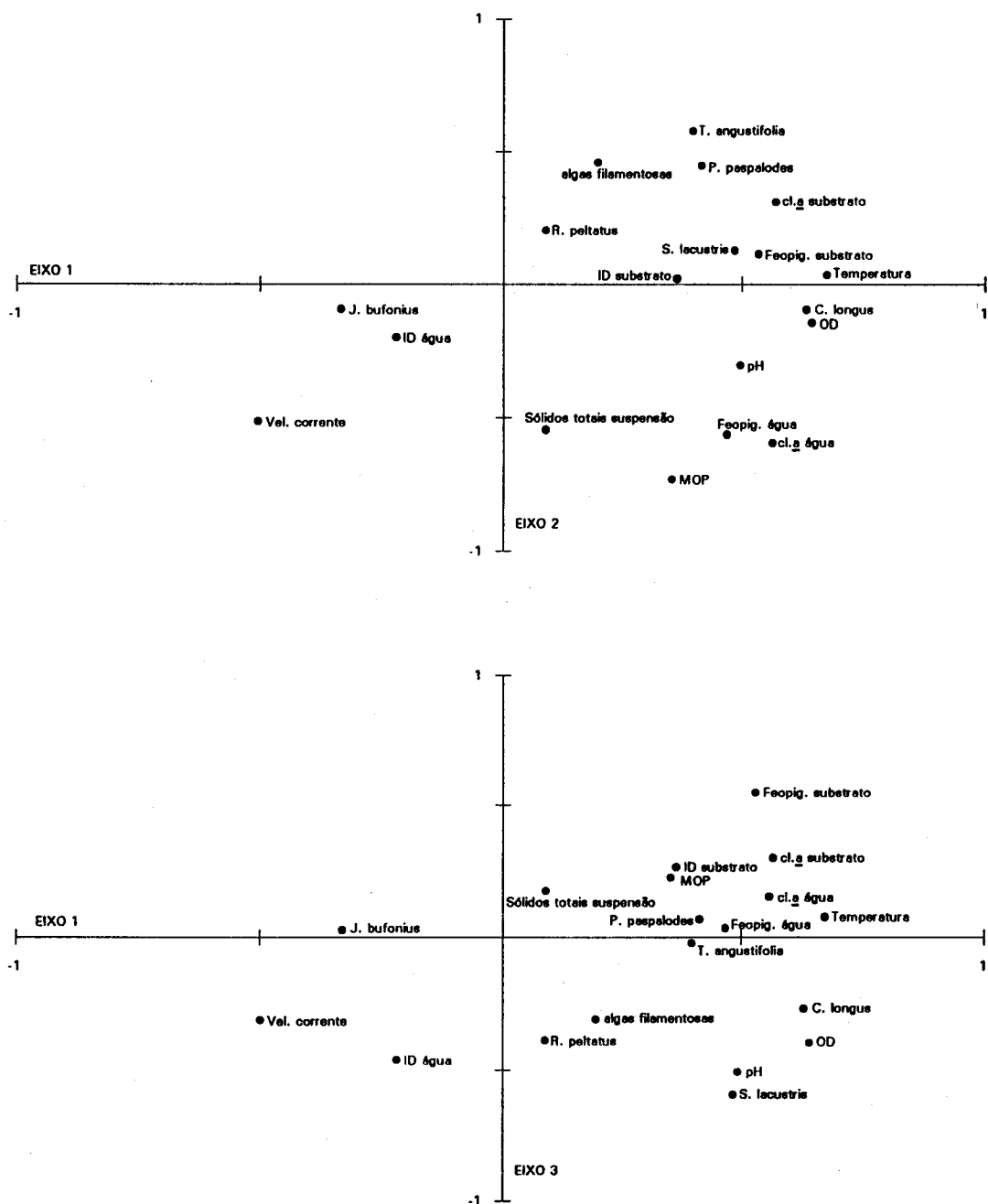


FIGURA 5.28 - Ordenação de descritores físico-químicos e descritores da produção primária para os períodos do ano em que foram amostradas 12 estações ao longo do perfil longitudinal do rio. Plano definido pela primeira e segunda componentes e plano definido pela primeira e terceira componentes.

Esta ordenação parece indicar uma menor evidência das componentes bióticas em situações ambientais com corrente elevada. À medida que a corrente perde resolução no primeiro eixo, os descritores vão-se ordenando até uma situação de climax, em que se agrupam os descritores da produção primária, ou os com ela relacionados (temperatura, oxigénio dissolvido, pH, matéria orgânica em suspensão) e que só são diferenciados no segundo eixo, devido à oposição que os macrófitos e os pigmentos do perifiton apresentam, em relação à clorofila *a*, aos feopigmentos e aos descritores físico-químicos da água.

A terceira componente, com 10,52% de variância (Figura 5.28), separa, igualmente, os descritores da produção primária, opondo, no entanto, e contrariamente ao segundo eixo, os feopigmentos, a clorofila *a* e o índice de diversidade pigmentar do substrato (na parte positiva), aos macrófitos que surgem na zona inferior do rio (*Scirpus lacustris* L., *Ranunculus peltatus* Schrank, macro-algas filamentosas e *Cyperus longus* L.). Do mesmo lado do eixo ordenam-se também os descritores físico-químicos que preferencialmente surgem associados às duas zonas a jusante da barragem do Monte Novo (pH, oxigénio dissolvido, velocidade da corrente).

A ordenação das estações de amostragem no espaço definido pelas três primeiras componentes completa a informação obtida pela ordenação dos descritores, podendo ser considerada uma representação do espaço ecológico (SABATER *et al.*, 1990). Essa ordenação resulta da ordenação dos descritores devido à projecção da matriz estandardizada, reduzida e centrada em modo R (por descritores), sobre a matriz dos vectores próprios, em modo C (por estações de amostragem). O coeficiente de correlação cofenética entre as matrizes simétricas resultantes, uma da aplicação do coeficiente de dissimilaridade (distância média taxonómica) à matriz estandardizada em modo C, e a outra derivada da aplicação do mesmo coeficiente à matriz projecção, também em modo C, é extremamente elevado ($r=0,88$), o que significa um bom ajustamento das duas matrizes, indicador de que a estrutura inicial dos dados não sofreu alterações significativas com o tratamento estatístico (ROHLF, 1990).

Observando a Figura 5.29, verifica-se que a primeira componente dispõe as estações de amostragem de acordo com a velocidade da corrente, que diminui no sentido positivo do eixo, ordenando-se a partir do centro (0,0) aquelas estações que progressivamente apresentam menor influência da corrente e superior desenvolvimento dos produtores primários (macrófitos, perifiton e fitoplâncton). Consequentemente, a primeira componente expressa a variação temporal, que se reflecte, por influência de fenómenos climáticos, numa alteração da intensidade da corrente.

A segunda componente forma uma sequência longitudinal, dispondo, sobretudo as estações localizadas a montante da albufeira do Monte Novo e algumas da zona intermédia no lado positivo do eixo, e as estações situadas na zona inferior do rio, no lado negativo. Exceptuam-se, no polo negativo do eixo, as estações 3 e 6 amostradas em Agosto de 1989.

A segunda componente, diferenciando os principais descritores da produção primária, coloca as estações de amostragem de acordo com os componentes (macrófitos, perifiton e fitoplâncton) que apresentam maior representatividade em cada uma. Deste modo, comparando as duas ordenações (Figuras 5.28 e 5.29) verifica-se que, para as estações situadas a montante da albufeira e para algumas localizadas na zona intermédia, a produção primária é fundamentalmente devida ao perifiton e ao desenvolvimento de macrófitos. Na zona inferior do rio Degebe, os macrófitos são pouco significativos, estando a produção primária representada pelo fitoplâncton (clorofila *a*). As estações 3 e

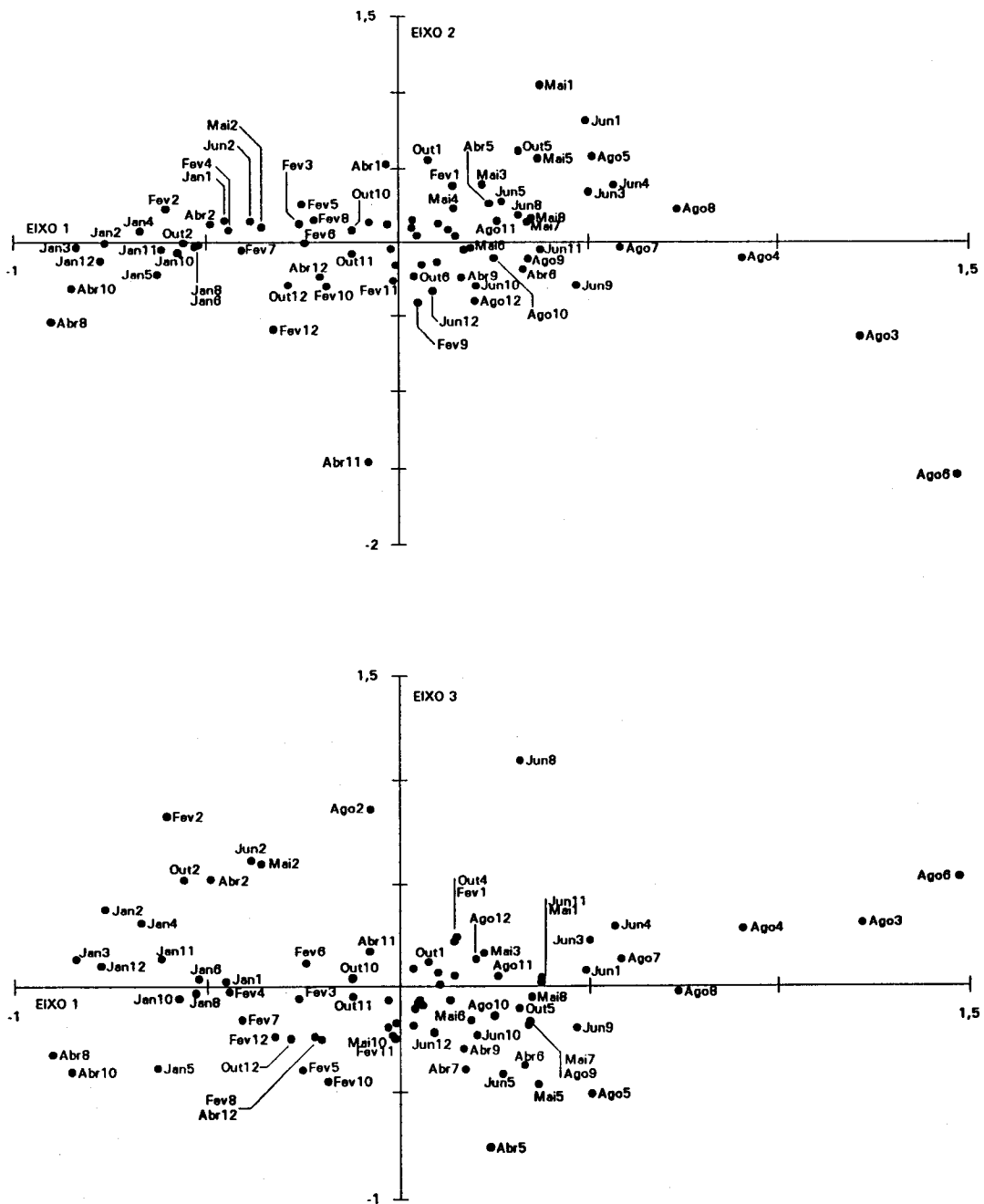


FIGURA 5.29 - Ordenação das estações de amostragem para os períodos do ano em que foram amostradas 12 estações ao longo do perfil longitudinal do rio. Plano definido pela primeira e segunda componentes e plano definido pela primeira e terceira componentes.

6, amostradas em Agosto, colocam-se no polo negativo do eixo devido a um pontual desenvolvimento do fitoplâncton detectado nos dois locais pelas elevadas concentrações de clorofila *a*, feopigmentos e também pelo MOP. Ambos os valores representam "outliers", relativamente aos respectivos vectores de dados. Repare-se que a estação 11, amostrada em Abril durante a enxurrada, coloca-se no extremo do eixo, contribuindo para tal os valores, extremamente elevados, de sólidos totais em suspensão, de MOP e de velocidade de corrente que, dentro das respectivas manchas de variação, também constituem "outliers".

Na terceira componente evidencia-se uma organização espacial, fundamentalmente definida pela oposição entre a estação 2 e as estações 3 e 4, a montante da albufeira de Monte Novo, e as estações localizadas na zona intermédia e na zona inferior. Repare-se que os valores mais negativos correspondem à estação 5, amostrada em diferentes épocas do ano e localizada imediatamente a jusante da barragem do Monte Novo. Contribuem para tal as concentrações de pigmentos perifíticos, que são mais elevadas a montante da albufeira, sobretudo na estação 2, sendo relativamente mais reduzidas na estação 5 (cf. pag. 98) Repare-se que a estação 8, amostrada em Junho numa situação ambiental com elevada concentração de sólidos totais em suspensão na água (devido aos efeitos da precipitação ocorrida três dias antes na zona de Montoito), se coloca no polo positivo do eixo. Tal facto resulta da elevada concentração de feopigmentos registada no substrato.

5.3.2 Ordenação para a totalidade de amostragens efectuadas: Fevereiro de 1989 - Janeiro de 1991

Para os descritores comuns, obtidos durante o primeiro ano e o segundo ano, efectuou-se uma ordenação pelo método PCA. O objectivo foi testar a robustez da ordenação anteriormente efectuada, ou seja, verificar se a introdução de mais unidades amostrais alteraria a estrutura ordenativa que resultou definida.

Efectuou-se a ordenação de dezanove descritores, utilizando a matriz simétrica de correlação entre descritores, para cento e treze unidades amostrais. O resultado dessa ordenação, explica, nas três primeiras componentes, 45,26% da variância total.

A Figura 5.30 mostra a distribuição dos descritores no espaço formado pela primeira e segunda componentes e pela primeira e terceira, respectivamente. De imediato se nota que a estrutura definida pelos dezanove descritores é semelhante nas duas ordenações, com os descritores colocados em locais semelhantes nos eixos. Conclui-se que a estrutura, que resultou expressa pela primeira ordenação, não se alterou, o que demonstra a sua permanência ao longo do período estudado.

A primeira componente com 20,04% de variância acumulada e valor próprio de 3,81, tal como para a PCA anteriormente efectuada, engloba a oposição que a velocidade da corrente evidencia em relação aos descritores da produção primária e aos que com ela se relacionam.

A segunda e a terceira componentes diferenciam, fundamentalmente, os produtores primários. Na segunda componente, com um valor próprio de 2,64 (13,88% da variância), os macrófitos e os pigmentos do substrato opõem-se aos pigmentos da água, aos sólidos totais em suspensão e à componente orgânica particulada. A terceira componente, a que corresponde um valor próprio de 2,15 (11,33% da variância), separa, no polo positivo, os feopigmentos e a clorofila *a* do substrato dos restantes descritores.

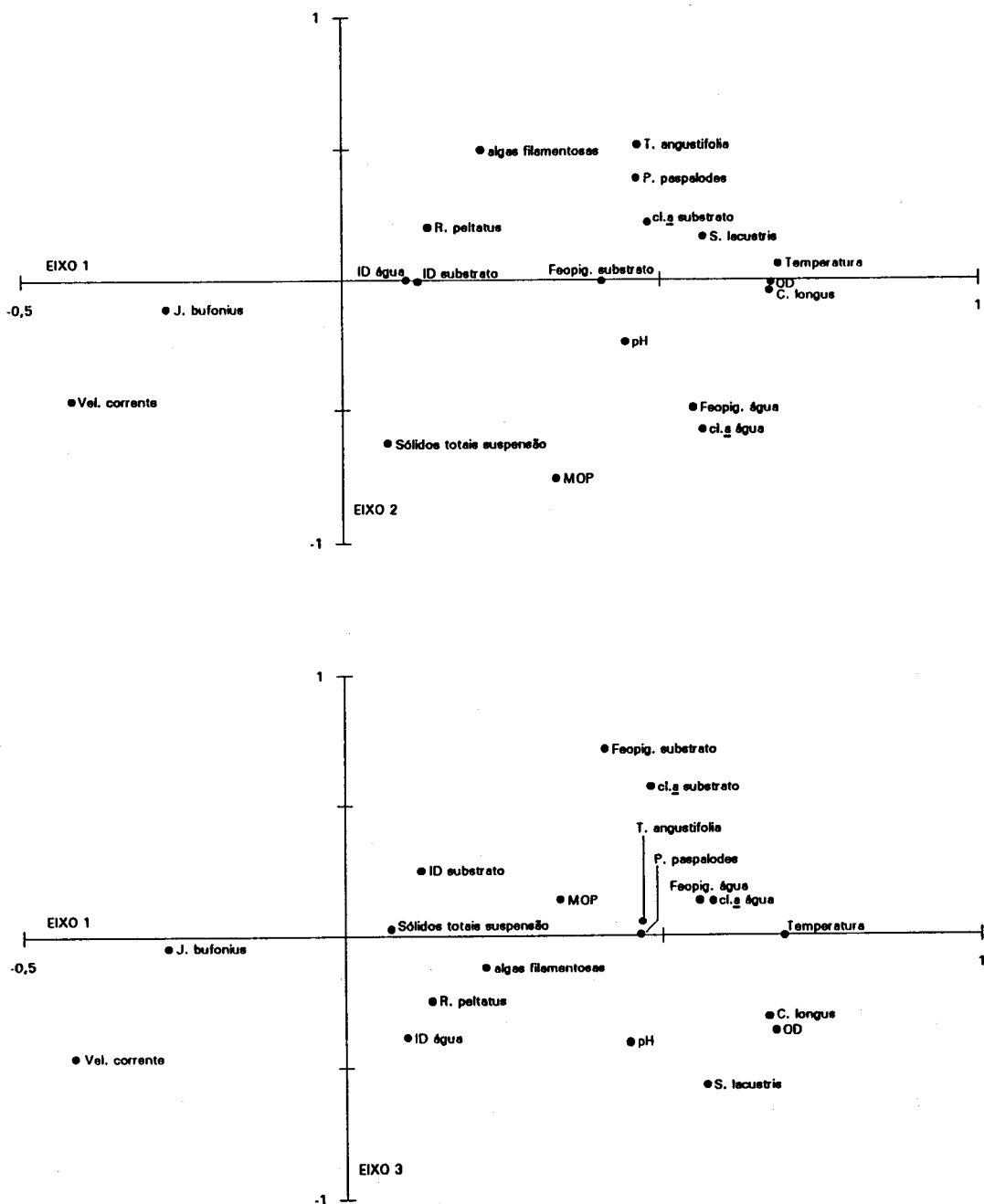


FIGURA 5.30 - Ordenação dos descritores físico-químicos e dos descritores da produção primária para a totalidade das amostragens efectuadas. Plano definido pela primeira e segunda componentes e plano definido pela primeira e terceira componentes.

Da ordenação das estações de amostragem no espaço definido pela primeira e segunda componentes e primeira e terceira, respectivamente, sobressaem semelhantes resultados (Figura 5.31). O coeficiente de correlação cofenético entre matrizes simétricas (procedimento semelhante ao efectuado na comparação de matrizes anteriormente descrito) é de $r=0,86$, o que demonstra um bom ajustamento das duas matrizes com reduzida alteração dos dados pelo tratamento estatístico (ROHLF, 1990).

Tal com na ordenação anterior, a primeira componente relaciona-se com a evolução temporal e a segunda com a organização espacial. A terceira componente evidencia igualmente um significado espacial, separando, no polo positivo, as estações que evidenciam superior concentração de clorofila *a* e feopigmentos no substrato.

5.3.3 Ordenação do segundo ano de amostragens: Março de 1990 - Janeiro de 1991

Em 1990, para as seis estações seleccionadas, efectuou-se uma análise em componentes principais (PCA). Com excepção de *Ranunculus peltatus* Schrank, que não esteve presente nas seis estações durante Março de 1990 e Janeiro de 1991, incluíram-se todos os outros descritores analisados em 1989 mais seis descritores físico-químicos determinados nesse ano: condutividade; dureza; azoto total; nitratos; fósforo total; e silicatos. Não se englobaram as concentrações de amónia e fosfatos, devido ao reduzido número de determinações obtidas.

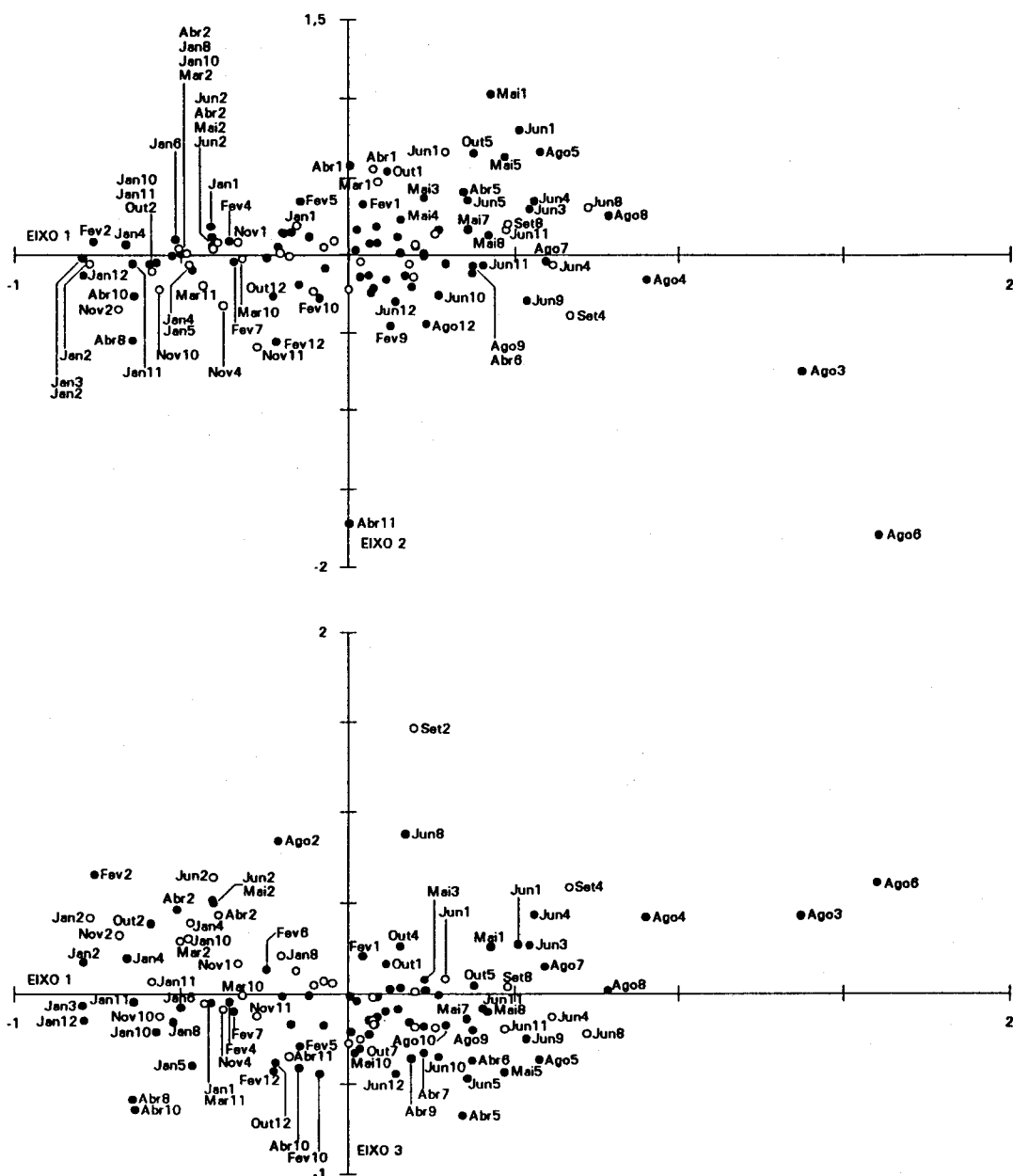
A ordenação foi efectuada com base na matriz simétrica de correlação (entre 24 descritores) para os seis locais de colheita amostrados em 8 épocas de amostragem (46 unidades amostrais).

O resultado da ordenação para as três primeiras componentes apresentou valores próprios de 4,98, 3,54 e 2,90 respectivamente, a que correspondem uma variância acumulada de 47,60%.

Na Figura 5.32 apresenta-se a disposição espacial dos descritores, no plano definido pelas duas primeiras componentes e pela primeira e terceira, respectivamente.

A primeira componente (20,75% da variância) opõe os nitratos, o índice de diversidade pigmentar do perifiton, a velocidade da corrente, os silicatos, o fósforo total, os sólidos totais em suspensão e *Juncus bufonius* L. aos descritores físico-químicos, que se relacionam no mesmo sentido com os produtores primários colocados do mesmo lado. Em épocas de grande desenvolvimento de produtores primários, a corrente é reduzida ou nula, assistindo-se a uma diminuição da concentração de nutrientes na água, provavelmente relacionada com o seu maior consumo. O pH, o azoto total e a matéria orgânica particulada em suspensão, dispõem-se na zona central, contribuindo pouco para a explicação do eixo. Em 1990, o pH apresentou valores mais constantes ao longo do ano, o que está provavelmente relacionado com o facto de não se ter presenciado queda de precipitação durante as campanhas de trabalho de campo, factor que se verificou ser responsável pelo abaixamento do pH no ano anterior.

A segunda componente (14,75% de variância) coloca na parte negativa descritores físico-químicos tais como o pH, a corrente e o oxigénio dissolvido, e espécies de macrófitos que se desenvolvem ao longo do rio Degebe, mas que são as únicas presentes na zona inferior do rio (*Scirpus lacustris* L. e *Cyperus longus* L.), em oposição aos pigmentos do substrato, aos silicatos e ao fósforo total, colocados no polo oposto da componente.



- Fevereiro, Abril, Junho e Agosto de 1989; Janeiro, Maio e Outubro de 1990
- Março, Abril, Junho, Setembro e Novembro de 1990; Janeiro de 1991

FIGURA 5.31 - Ordenação das estações de amostragem para a totalidade das amostragens efectuadas. Plano definido pelas primeira e segunda componentes e plano definido pela primeira e terceira componentes.

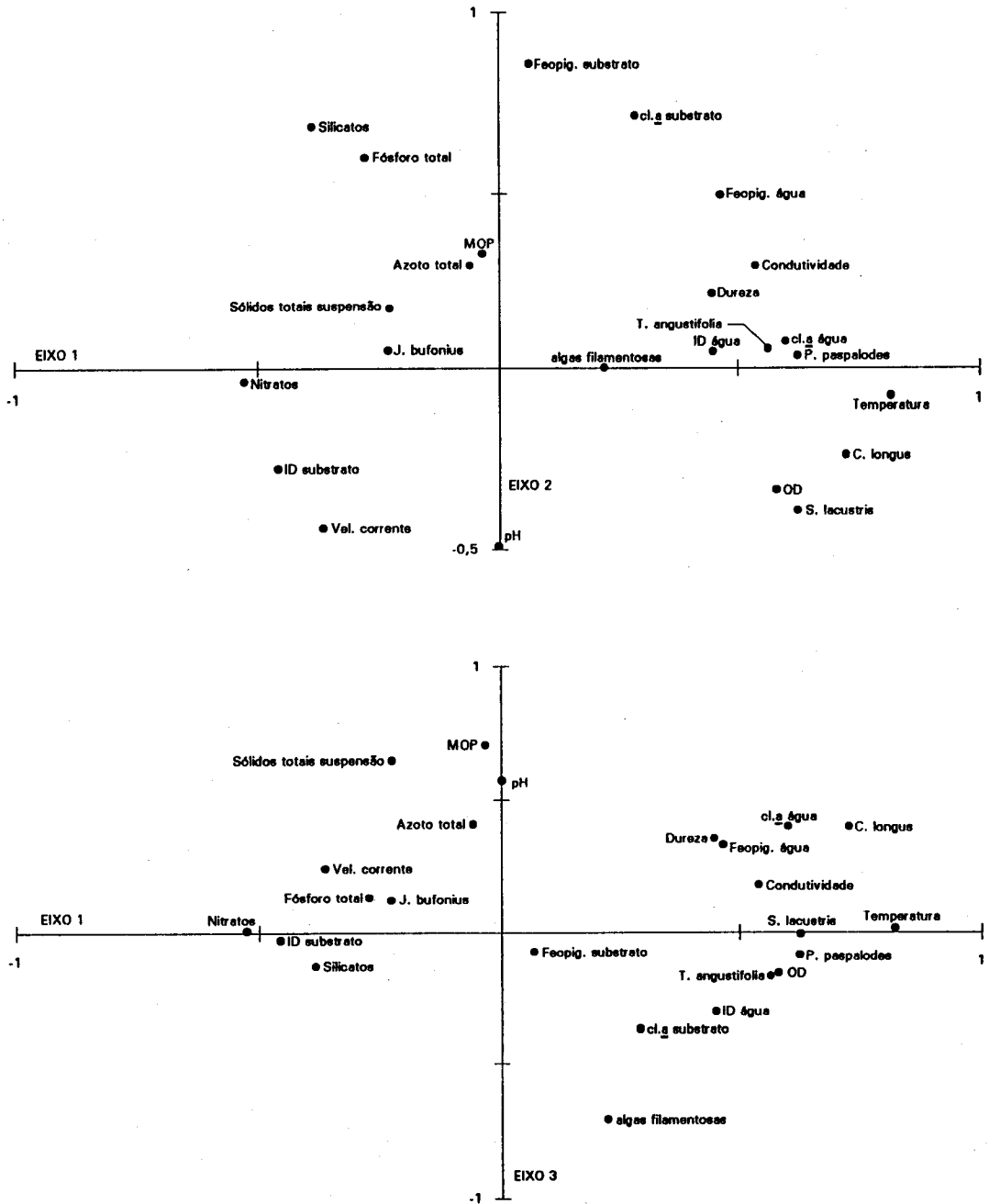


FIGURA 5.32 - Ordenação dos descritores físico-químicos e de descritores da produção primária para o segundo ano de amostragem. Plano definido pelas primeira e segunda componentes e plano definido pela primeira e terceira componentes.

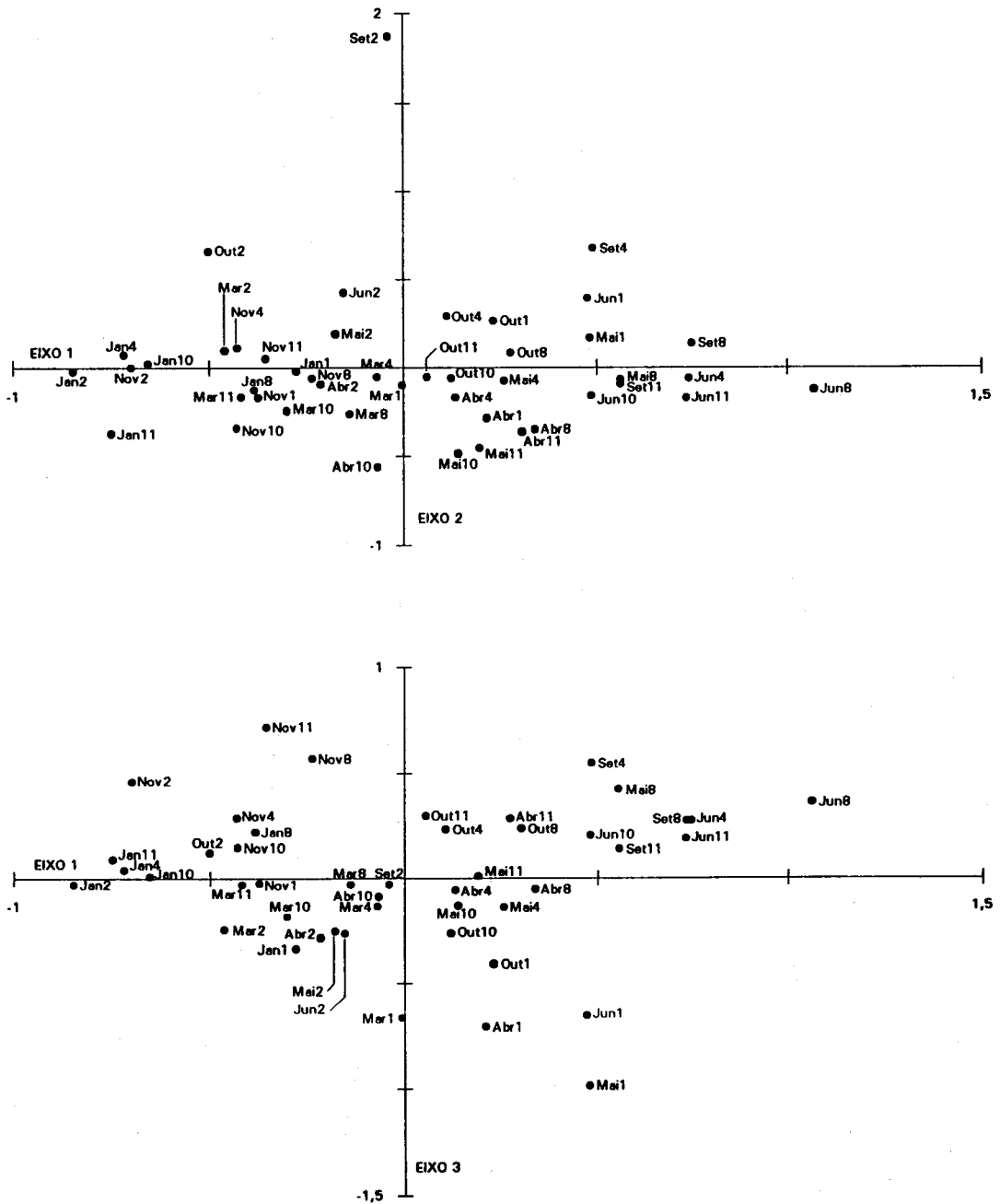


FIGURA 5.33 - Ordenação das estações de amostragem para o segundo ano de amostragem. Plano definido pelas primeira e segunda componentes e plano definido pela primeira e terceira componentes.

A terceira componente (12,10% de variância) opõe, fundamentalmente, descritores da água a descritores do substrato. Deste modo, na parte positiva localizam-se a matéria orgânica particulada, os sólidos totais em suspensão, o pH, o azoto total e os pigmentos fotossintéticos da água e, na parte negativa, dispõem-se as macro-algas filamentosas e a clorofila *a* do substrato. Alguns descritores, no entanto, fogem a esta tendência, destacando-se, na parte negativa, o índice de diversidade pigmentar da água e, na parte positiva, os macrófitos *Cyperus longus* L. e *Juncus bufonius* L. Todos os outros descritores localizam-se numa zona central com pouca contribuição para a explicação do eixo.

A ordenação das estações de amostragem no espaço definido pelas mesmas componentes completa a informação anteriormente obtida (Figura 5.33). O coeficiente de correlação cofenético entre matrizes simétricas (procedimento semelhante ao efectuado na comparação de matrizes anteriormente descrito) é de $r=0,85$, o que demonstra um bom ajustamento das duas matrizes, com reduzida alteração dos dados pelo tratamento estatístico (ROHLF, 1990).

A primeira componente localiza no polo negativo as estações amostradas no período Outono/Inverno, caracterizado, fundamentalmente, por apresentar maiores velocidades de corrente e concentração de nutrientes mais elevada. *Juncus bufonius* L. (como nas ordenações anteriormente efectuadas) aparece relacionado com o período de maior intensidade de corrente. No polo positivo localizam-se as estações amostradas no Verão (Junho e Setembro), durante a época em que os produtores primários apresentam maior desenvolvimento. Consequentemente, à semelhança das ordenações anteriores, a primeira componente apresenta um significado temporal perfeitamente definido.

A segunda componente ordena as estações, sobretudo de acordo com a sua localização espacial. Na parte positiva colocam-se as estações situadas na zona de cabeceira, onde se diferencia a estação 2 amostrada em Setembro devido à elevada concentração de feopigmentos no substrato (96,76 mg/m²); no polo negativo colocam-se as estações pertencentes à zona inferior do rio.

Embora menos evidente, na terceira componente nota-se uma tendência ordenativa, que separa as duas estações localizadas na zona de cabeceira (polo negativo), das restantes, situadas nas zonas intermédia e inferior. Esta separação é, fundamentalmente, devida ao desenvolvimento superior de macro-algas filamentosas na estação 1.

Comparando com as ordenações anteriormente efectuadas, verifica-se que a segunda e terceira componentes se invertem. Ou seja, a segunda componente, resultante das duas ordenações anteriores, corresponde à terceira, aplicada às seis estações amostradas durante 1990, com os descritores colocados inversamente no eixo. Tal facto é sobretudo atribuído ao aumento do número de descritores. Contudo, o significado ecológico das componentes é semelhante para as três ordenações, atribuindo-se um significado temporal à primeira componente e um significado espacial à segunda e à terceira componentes.

5.4 Padrão temporal "versus" organização espacial

5.4.1 Padrão temporal

Em rios temporários de pequeno curso, sujeitos a uma grande variabilidade do regime hidrológico, as amplitudes sazonais dos parâmetros físico-químicos e biológicos são muito elevadas (BOULTON & SUTER, 1986; WILLIAMS, 1987; MATTHEWS, 1988). No rio Degebe,

como consequência dessa variabilidade, a primeira componente, resultante das três ordenações efectuadas, apresentou-se particularmente relacionada com a evolução temporal dos descritores físico-químicos e produtores primários, sobrepondo-se à organização longitudinal, fundamentalmente explicada pela segunda componente nas duas primeiras ordenações efectuadas, e pela terceira componente na última ordenação.

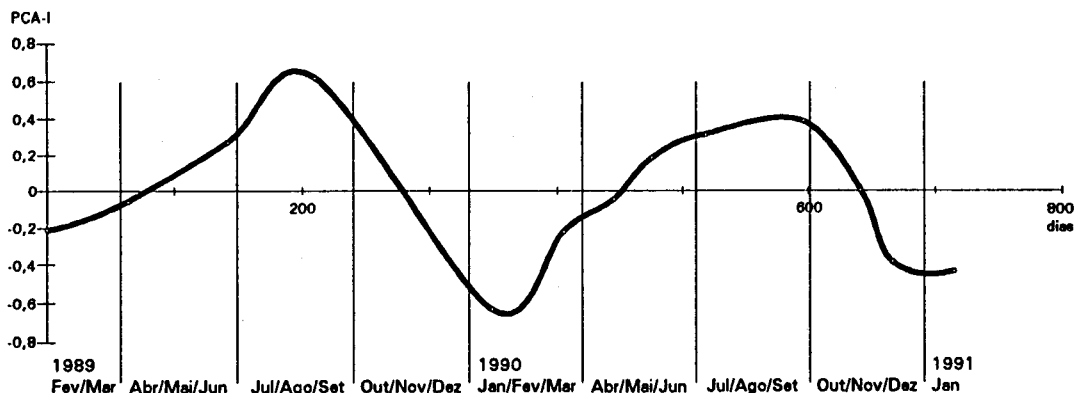


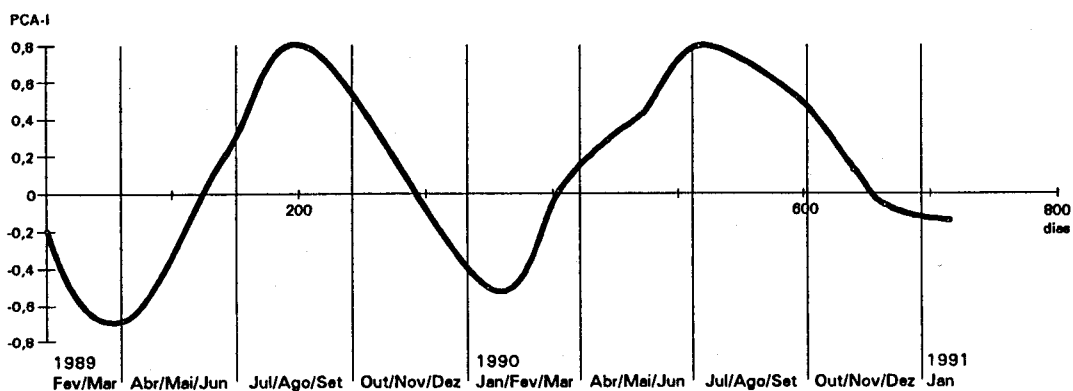
FIGURA 5.34 - Padrão temporal do rio Degebe. Projecção dos vectores próprios médios de cada período de amostragem, na primeira componente da PCA (referente à totalidade das amostragens efectuadas), sobre o tempo, expresso em dias.

Considerando que o padrão temporal de um curso de água pode ser descrito por um conjunto de variáveis relacionadas com a sua dinâmica de organização, recorreu-se ao resultado obtido na ordenação de dezanove descritores, para a totalidade das amostragens efectuadas (1989 e 1990; 113 unidades amostrais). Nessa ordenação, a variação temporal pode ser analisada se se relacionar os vectores próprios médios de cada período de amostragem na primeira componente, expressão da sequência temporal das amostragens, com o tempo ordenado por dias (Figura 5.34). Obtem-se, deste modo, uma representação gráfica do padrão temporal (curva média que passa por todos os pontos), descrito por uma onda com o período de um ano, cuja função se considerou ser expressão do ciclo anual.

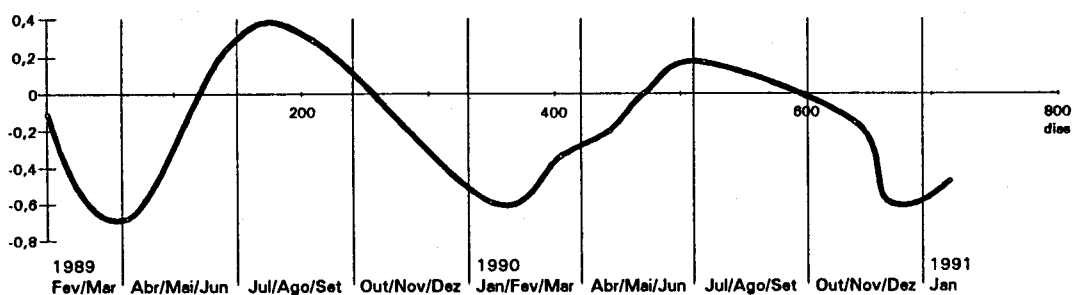
O período estudado cobre a duração de dois ciclos hidrológicos; teve início no final do Inverno de 1989 e terminou no Inverno de 1991. Na Figura 5.34, os valores positivos mais elevados referem-se ao período de Verão. Contrariamente, os maiores valores negativos identificam-se com as estações amostradas no Inverno.

Os rios com características mediterrânicas apresentam flutuações periódicas no regime de corrente, que se reflectem nas características físicas e químicas da água (SABATER & ARMENGOL, 1986), e que estão sobretudo relacionadas com variações temporais. No entanto, em cursos de água que desenvolvem características torrenciais, as enxurradas surgem, frequentemente, aperiódicas no tempo, manifestando-se no padrão temporal.

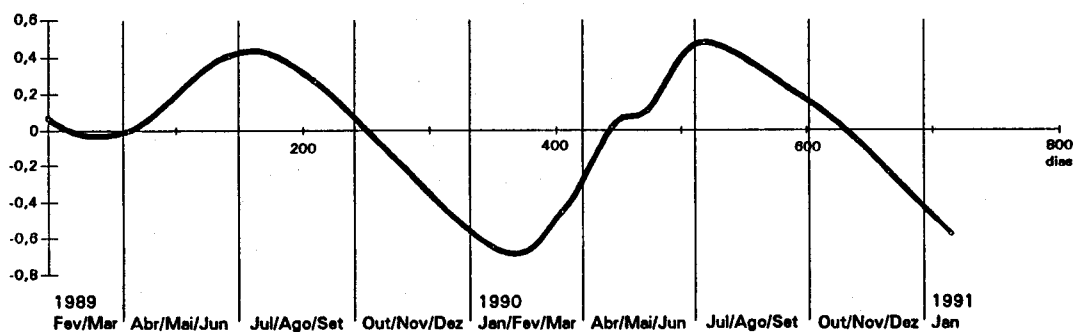
Na primeira componente da PCA, as estações 8 e 10, amostradas no mês de Abril de 1989 durante uma enxurrada, ordenam-se no polo negativo conjuntamente com as estações amostradas no Inverno (Figura 5.31). A estação 11 do mês de Abril foi também amostrada durante a enxurrada. No entanto, nesta estação os sólidos totais em suspensão (680,0 mg/l)



Estação 8



Estação 10



Estação 11

FIGURA 5.35 - Evolução temporal para as estações 8, 10 e 11, entre Fevereiro de 1989 e Janeiro de 1991. Projecção dos vectores próprios referentes a cada período de amostragem, na primeira componente da PCA (totalidade das amostragens efectuadas), sobre o tempo, expresso em dias.

e a matéria orgânica particulada (122,0 mg/l) foram muito elevados, ordenando-se a estação em função destes dois descritores, fundamentalmente relacionados com a segunda componente.

Para as três estações amostradas durante aquela enxurrada, a projecção, sobre o tempo, dos vectores próprios da PCA-I em cada período de amostragem (Figura 5.35), identifica, para o mês de Abril de 1989, uma deslocação da curva relativamente a uma tendência de evolução da sinusoidal. Evidencia-se, deste modo, a descontinuidade temporal provocada por uma enxurrada que se manifestou de uma forma catastrófica sobre as comunidades bentónicas (cl. \underline{a} subst.=0,0 mg/m²; macro-algas filamentosas=0,0 g/m²; *Ranunculus peltatus* Schrank =0,0 g/m²).

Ainda segundo uma abordagem temporal, foi-se analisar, individualmente, para cada uma das seis estações amostradas com maior periodicidade no segundo ano de colheitas, o respectivo padrão temporal.

Considerou-se o resultado da primeira componente na terceira ordenação efectuada, ou seja, a ordenação global referente a vinte e quatro descritores físico-químicos e produtores primários, analisados nas estações 1, 2, 4, 8, 10 e 11, durante o período compreendido entre Março de 1990 e Janeiro de 1991.

Na Figura 5.36, apresenta-se, para cada estação, a projecção dos vectores próprios na primeira componente, expressão da sequência temporal das amostragens, sobre o tempo, ordenado por dias.

As curvas que definem a evolução temporal dos descritores nos respectivos locais de amostragem, ajustam-se significativamente a um ramo de parábola com coeficientes de determinação elevados (Quadro 5.13), resultado que se deve ao ciclo de colheitas não ter coberto um ciclo anual completo, atrás definido graficamente por uma função sinusoidal.

QUADRO 5.13 - Padrões temporais em seis estações de amostragem. Alteração das condições ecológica (y: 1º componente da PCA) em função do tempo, ordenado por dias (x).

	equação de regressão	r ²	df	valor F
Estação 1	$y = -0,004 + 0,008 x - (0,27 \times 10^{-4}) x^2$	0,95	3	49,88 **
Estação 2	$y = -0,442 + 0,006 x - (0,23 \times 10^{-4}) x^2$	0,83	5	17,53 **
Estação 4	$y = -0,155 + 0,011 x - (0,43 \times 10^{-4}) x^2$	0,87	5	23,43 **
Estação 8	$y = -0,101 + 0,014 x - (0,49 \times 10^{-4}) x^2$	0,81	5	15,77 **
Estação 10	$y = -0,350 + 0,011 x - (0,38 \times 10^{-4}) x^2$	0,83	4	15,86 *
Estação 11	$y = -0,351 + 0,014 x - (0,51 \times 10^{-4}) x^2$	0,87	5	25,35 **

* - significativa $p < 0,05$; ** - significativa $p < 0,01$

Na estação 1, se se eliminar a amostragem efectuada em Novembro, numa situação ambiental com elevado teor de sólidos totais em suspensão na água, a curva surge significativa, apresentando um elevado coeficiente de determinação de 0,95 (Quadro 5.13).

Comparando o padrão temporal, que resultou definido nas diferentes estações de amostragem, torna-se necessário comentar, para a estação 2, os vectores próprios, todos negativos. Aquela estação, embora descrevendo uma evolução temporal semelhante à

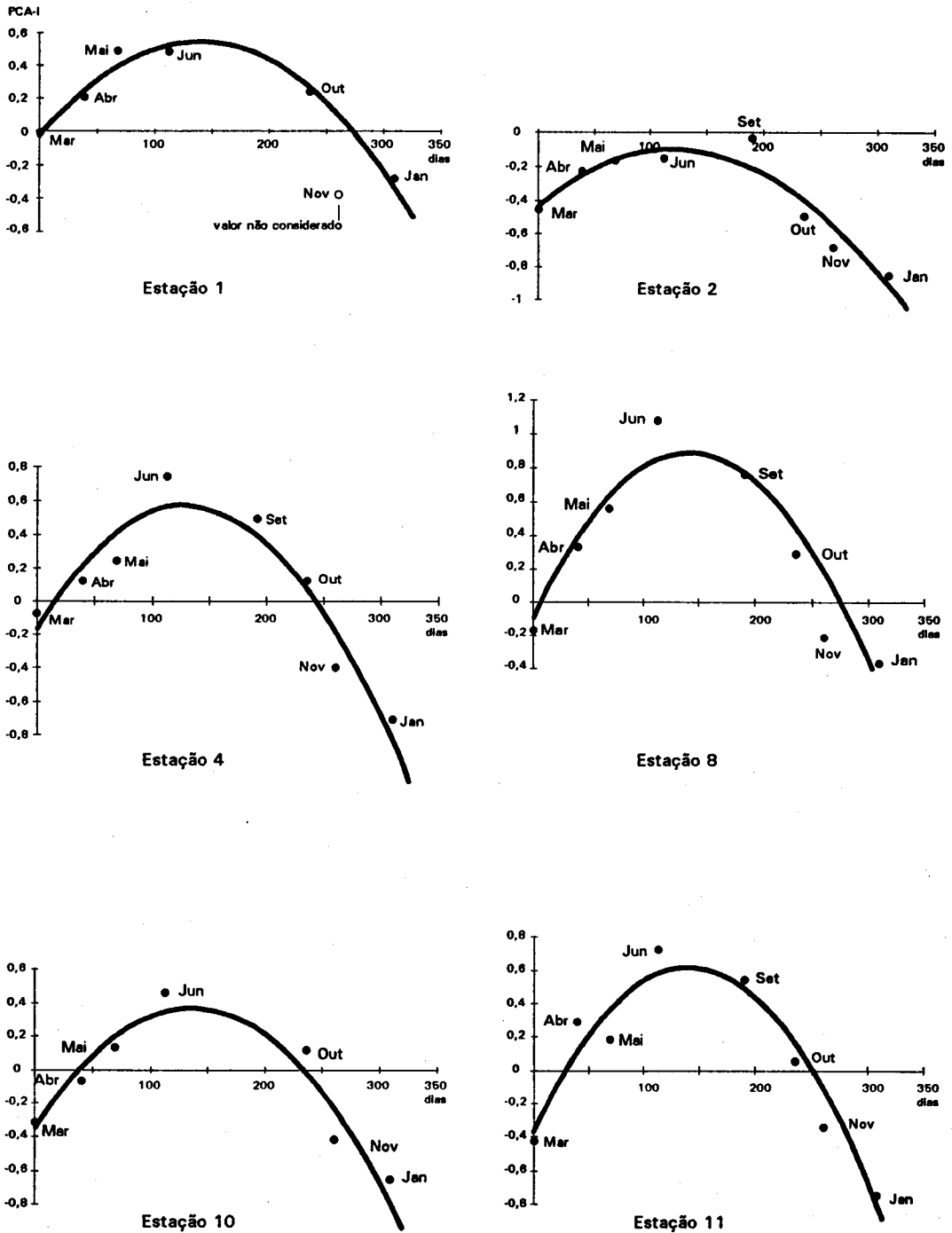


FIGURA 5.36 - Padrões temporais, de Março de 1990 a Janeiro de 1991, em seis locais no rio Degebe (Estações 1, 2, 4, 8, 10 e 11), estabelecidos por análise de regressão entre os vectores próprios na primeira componente da PCA (referente ao segundo ano de amostragem) e o tempo, expresso em dias

desenvolvida nos restantes locais, define uma estrutura que preferencialmente decorre na parte negativa do eixo. Com efeito, na referida estação os macrófitos foram inexistentes, os pigmentos da água foram incipientes, devendo-se a produção primária unicamente ao perifiton, cuja produtividade, expressa pela concentração em clorofila *a*, foi mais elevada no mês de Setembro (67,10 mg/m²).

5.4.2 Organização espacial

Recentemente, muitos autores conceptualizam o rio como um gradiente unidirecional de condições físicas que afectam a distribuição e actividade dos organismos ao longo do seu percurso (e.g. VANNOTE *et al.*, 1980; WARD & STANFORD, 1983a; MINSHALL *et al.*, 1985a). Neste contexto, as alterações temporais que ocorrem num determinado local relacionam-se sempre com a organização longitudinal do sistema (SABATER *et al.*, 1991).

Partindo da suposição que a estrutura longitudinal de um curso de água pode ser descrita por um conjunto de varáveis relacionadas com a sua dinâmica de organização, recorreu-se à metodologia utilizada na definição do padrão temporal.

Utilizou-se o resultado da segunda componente, na primeira ordenação efectuada em modo C (ordenação dos períodos do ano em que foram amostradas doze estações ao longo do perfil longitudinal; 79 unidades amostrais), que, como foi verificado, se apresenta particularmente relacionada com a organização longitudinal. O objectivo consiste em detectar, para a globalidade dos descritores considerados, a existência de padrões gradientais.

Na Figura 5.37, apresentam-se, para as diferentes épocas de amostragem, a projecção dos vectores próprios na segunda componente da PCA (ordenadas) sobre os respectivos locais de colheita (abscissas), ordenados segundo as respectivas distâncias geográficas à nascente. Considerou-se que os vectores próprios da PCA-II representam a posição ecológica de um local específico, relativamente aos dois extremos do gradiente ambiental, quando este aparece definido (BRUNS *et al.*, 1982).

As representações gráficas, resultantes para as diferentes épocas do ano, seguem, com algumas distorções e excepção para o mês de Agosto, a posição geográfica dos locais ao longo do gradiente. De acordo com SABATER *et al.* (1991), pensa-se que a distância entre os locais e a distorção nessa sequência original, detectada pelos vectores próprios nas ordenadas, reflecte as alterações longitudinais que se geram num rio e que são reflexo das diferenças ecológicas entre locais, baseadas na análise integral dos descritores utilizadas.

Considerou-se que regressões significativas entre a posição ecológica (variável dependente) e as distâncias geográficas (variável independente) representam a existência de um gradiente ambiental.

No Quadro 5.14, apresentam-se as equações de regressão que definem o gradiente longitudinal. É interessante verificar que o gradiente é nitidamente detectável durante os períodos do ano em que a corrente, principal parâmetro físico responsável pela organização espacial de um rio (VANNOTE *et al.*, 1980), é manifestamente influente.

A estrutura espacial para o mês de Fevereiro pode ser definida estatisticamente por uma regressão significativa, que apresenta uma elevada proporção da variância explicada pela distância geográfica. Evidenciam-se os efeitos da albufeira e do terraço fluvial (estações 5 e 8, respectivamente) devido à manifestação de condições que proporcionam um desenvolvimento de macrófitos semelhante ao observado a montante.

QUADRO 5.14 - Padrões espaciais estabelecidos para diferentes épocas do ano. Alteração das condições ecológicas (y : 2ª componente da PCA) em função da distância geográfica à nascente (x).

	equação de regressão	r^2	df	valor F
Fevereiro/89	$y = 0,466 - 0,013 x$	0,83	10	49,157 ***
Abril	$y = 0,493 - 0,016 x$	0,49	10	9,723 *
Junho	$y = 0,617 - 0,013 x$	0,70	10	23,611 ***
Janeiro /90	$y = 0,089 - (2,632 \times 10^{-3}) x$	0,64	7	12,314 **
Mai	$y = 0,629 - 0,011 x$	0,47	9	7,905 *
Outubro	$y = 0,802 - 0,226 \lg_e x$	0,43	8	5,950 *

* - significativa $p < 0,05$; ** - significativa $p < 0,01$; *** - significativa $p < 0,001$

Em Abril, as principais distorções ao gradiente surgem nas estações 8 e 11, amostradas durante a enxurrada. A velocidade da corrente registada nesses locais foi elevada, assim como a concentração de sólidos totais em suspensão e a MOP; parâmetros que contribuem decisivamente para a explicação do segundo eixo, e que dentro da mancha de variação constituem "outliers". Por este motivo, no mês de Abril, as estações 8 e 11 aparecem deslocadas, reflectindo-se o efeito descontínuo da enxurrada. Estatisticamente, a estrutura gradiential é definida por uma regressão significativa em que, no entanto e comparativamente ao mês de Fevereiro, a distância geográfica à nascente evidencia uma menor proporção de explicação da variância.

No mês de Junho, a estrutura espacial ao longo do rio surge estatisticamente estabelecida por uma regressão significativa que apresenta uma elevada proporção de explicação da variância. O gradiente longitudinal resulta, fundamentalmente, da oposição entre a zona com corrente a jusante da barragem do Monte Novo e a zona sem corrente a montante da albufeira.

Em Agosto, o rio transforma-se num sistema lântico constituído por uma sucessão de poças e pegos. O gradiente longitudinal deixa de existir e, conseqüentemente, a regressão que define aquela estrutura não é significativa. A produtividade primária é elevada, desenvolvendo-se os diferentes componentes consoante as características próprias de cada local. Na ordenação longitudinal, verifica-se que as estações 3 e 6 constituem "outliers", reflexo de um elevado desenvolvimento pontual da produtividade fitoplanctónica.

No mês de Janeiro, embora com um declive mais reduzida, o gradiente é detectado. Durante o Inverno a produtividade primária é diminuta e o gradiente resulta, principalmente, da evolução longitudinal de descritores fisico-químicos. Devido a operações de manutenção do sistema de descarga da barragem, na estação 5 foi registada corrente, evidenciando-se a descontinuidade que tais eventos provocam no gradiente longitudinal (WARD & STANFORD, 1983a). Se, para o mês de Janeiro, retirarmos aquela estação, o gradiente longitudinal fica definido, estatisticamente, por uma regressão que apresenta um coeficiente de determinação de 0,64 (Quadro 5.14).

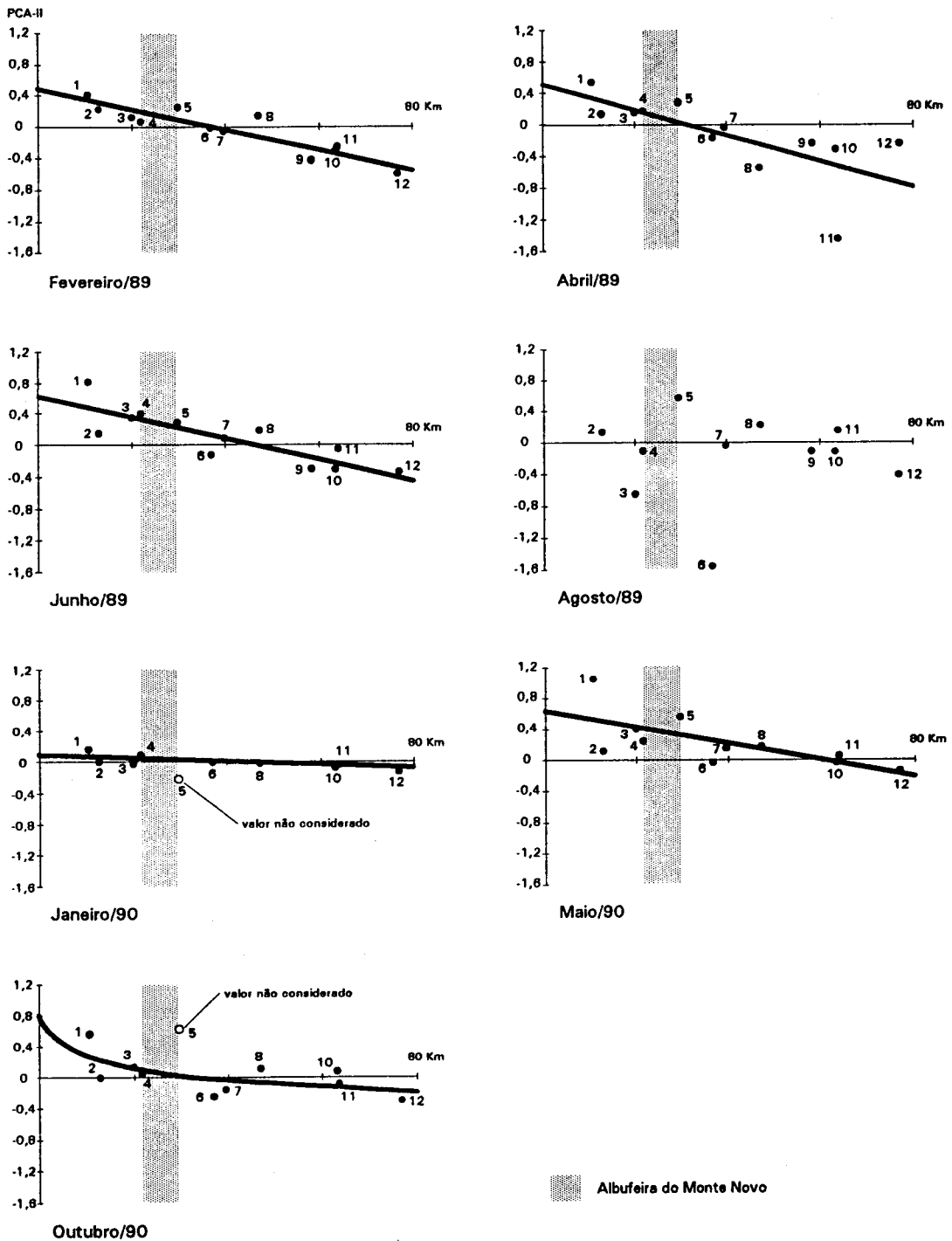


FIGURA 5.37 - Padrões espaciais para diferentes épocas do ano. Relação entre os vectores próprios na segunda componente da PCA (efectuada para os períodos do ano em que foram amostradas 12 estações ao longo do perfil longitudinal; 79 unidades amostrais) e a distância geográfica à nascente.

Maio de 1990 foi um mês que se classificou, quanto à quantidade de precipitação, como seco (cf. Capítulo 2). A velocidade da corrente foi reduzida, reflectindo-se num gradiente longitudinal pouco acentuado. Estatisticamente, o gradiente é estabelecido por uma regressão significativa que, no entanto, explica apenas 47% da variância ($r^2=0,47$), valor inferior ao calculado para o mês de Abril do ano anterior, que inclui três locais amostrados em situação de enxurrada.

Em sistemas caracterizados climaticamente por apresentarem Verão seco com chuva abundante no Inverno (forma climática Csa), o mês de Outubro, representa, quase sempre, a transição entre os períodos seco e o de características húmidas. As condições ambientais num rio temporário alteram-se. A renovação da água em cada local é constante, por influência da corrente que se integra como componente física do sistema; a temperatura da água diminui e os produtores primários apresentam menor produtividade. Inicia-se um novo ciclo, em que as comunidades aquáticas se estruturam espacialmente em função do gradiente longitudinal restabelecido pela corrente. Por este motivo, o resultado da PCA, para a segunda componente, evidencia uma ténua estrutura longitudinal, organizada por uma série de mosaicos, fundamentalmente resultantes das características geomorfológicas dos locais, e que constituíram a base da organização espacial do rio Degebe, durante o Verão. Se, em relação ao mês de Outubro, não se considerar a estação 5, situada a seguir à barragem, o gradiente longitudinal resulta significativo, podendo ser definido por uma regressão, em que o posicionamento ecológico dos locais de amostragem é curvilíneo, como se mostra pela transformação logarítmica da distância geográfica à nascente.

5.5 Discussão

5.5.1 Perspectiva espaço/tempo

O rio Degebe é um rio mediterrânico temporário, sujeito a uma grande variabilidade do regime hidrológico e onde as variações sazonais dos parâmetros físico-químicos e biológicos são muito elevadas. Como consequência dessa variabilidade, a primeira componente, resultante das três ordenações efectuadas, apresentou-se particularmente relacionada com a evolução temporal dos descritores físico-químicos e produtores primários, sobrepondo-se à organização longitudinal, fundamentalmente explicada pela segunda componente nas duas primeiras ordenações, e pela terceira componente na última ordenação.

Os padrões longitudinais surgiram, no entanto, claramente definidos para os períodos do ano com corrente. As ordenações efectuadas sustentam a conclusão de que a caracterização ecológica de um local, num rio, é função da sua posição ao longo de um gradiente ambiental (BRUNS *et al.*, 1982, segundo concepção do contínuo lótico).

Todavia, e contrariamente ao descrito na teoria do contínuo lótico (VANNOTE *et al.*, 1980), os produtores primários apresentam um desenvolvimento superior na zona de cabeceira e a intensidade da corrente aumenta para jusante, reflectindo, sobretudo, as características topográficas do terreno: plano ou levemente inclinado na zona de cabeceira; moderadamente inclinado na zona intermédio; fortemente inclinado na zona inferior. O gradiente ambiental estabelece-se no mesmo sentido da intensidade da corrente, demonstrando a importância daquele parâmetro na organização espacial do rio Degebe.

Como FISHER & GRIMM (1991) referem, os gradientes longitudinais aparecem definidos em qualquer rio, envolvendo contudo diferentes variáveis.

O rio Degebe é um rio mediterrânico com características torrenciais, onde as enxurradas surgem, frequentemente, aperiódicas no tempo. Por sua vez, as alterações temporais que ocorrem num determinado local relacionam-se sempre com a organização longitudinal do sistema (SABATER *et al.*, 1991). No rio Degebe, a enxurrada amostrada nas estações 8, 10 e 11, no mês de Abril, é responsável por alterações no padrão temporal, detectáveis por uma deslocação da curva relativamente a uma tendência de evolução da sinusoidal, e por distorções no gradiente longitudinal, para aquele mês, reflectindo descontinuidades na evolução espacial.

Obviamente que os gradientes longitudinais não são contínuos, surgindo descontinuidades que se devem a alterações ambientais localizadas. Particularmente, a estação 5, situada a seguir à barragem do Monte Novo e apresentando características lânticas, reflecte a descontinuidade provocada pela barragem que impede a circulação da água para jusante. Este local corresponde a um início de troço com características hidrológicas semelhantes à estação 1, localizada na zona de cabeceira. A estação 10, situada junto à confluência da ribeira da Amieira com o rio Degebe, revela, também, para alguns parâmetros, uma importante descontinuidade. Concretamente, a entrada de água do afluente parece ter um efeito de diluição nos sólidos totais em suspensão, na MOP, na condutividade, na dureza e na clorofila *a* perifítica, com reflexo no padrão longitudinal.

As características dos troços de rio, incluindo vegetação ripícola, geomorfologia e uso de solo, são também, aparentemente, determinantes dos padrões espaciais. O elevado ensombramento característico da estação 2 (zona de cabeceira), provocado por um denso túnel de *Salix* sp., *Fraxinus angustifolia* Vahl, *Populus nigra* L. e *Rubus ulmifolius* Scott, parece influir nas baixas concentrações de oxigénio dissolvido e de clorofila *a* fitobentónica, assim como no diminuto desenvolvimento de macrófitos. Pelo contrário, a elevada taxa de cobertura de macrófitos observada na estação 8, (situada na zona intermédia), e semelhante à observada na zona de cabeceira, parece estar relacionada com as características do terraço fluvial que, ao abrir o vale de cheia, permite uma maior área de deposição e espraiamento de leito aparente. Por outro lado, é provável que as concentrações médias mais elevadas de azoto total e de nitratos registadas, respectivamente, nas estações 4 e 8, e na estação 8, estejam relacionadas com a agricultura e com a utilização pecuária de solo que se pratica em terrenos próximos. Como referem KAUSHIK *et al.* (1983) e BUSHONG & BACHMANN (1989), a perda de azoto por lavagem dos solos é extremamente elevada em zonas rurais.

Quando se analisa a estrutura espacial para a globalidade dos descritores, nas diferentes épocas de amostragem, verifica-se, com excepção do mês de Abril, que as principais distorções aos gradientes manifestam-se por influência da albufeira (estação 5) e do terraço fluvial (estação 8). No mês de Abril, as principais distorções ao gradiente surgem nas estações amostradas durante a enxurrada, reflectindo-se, assim, o efeito descontínuo que um fenómeno temporal, detectado num local do rio, pode causar na organização longitudinal do sistema.

De um modo geral, as enxurradas invernais são ocorrências regulares nos sistemas de clima temperado, previsíveis pelo maior escoamento de água e reflectindo a variabilidade temporal. As enxurradas primaveris, especialmente as que atingem grandes dimensões, são

mais raras e imprevisíveis (HYNES, 1970; FISHER *et al.*, 1982). A magnitude da enxurrada ocorrida em Abril de 1989 e a subsequente perturbação no ecossistema manifestaram-se de uma forma catastrófica sobre as comunidades de produtores primários, o que surge perfeitamente evidenciado, para as estações 8 e 10, na ordenação da primeira componente, resultante das PCA efectuadas.

A recuperação do sistema após uma perturbação é influenciada pela magnitude, pela duração e pela área de extensão de tais eventos (GRIMM & FISHER, 1989). FISHER (1983), retomando o conceito de sucessão, inicialmente considerado em fito-sociologia, aplica-o aos sistemas lóticos e define sucessão como sendo as alterações que ocorrem na estrutura da comunidade em determinado local, depois de uma perturbação. Neste contexto, perturbação é definida como um acontecimento imprevisível, que ocorre no tempo e que causa substancial mortalidade. O mesmo autor considera que a recolonização depois de uma intensa enxurrada constitui um modelo de sucessão temporal, e STEINMAN & McINTIRE (1990) referem que a recolonização perifítica depende da propagação da abundância e da evolução da composição e das condições ambientais do local.

STEINMAN & McINTIRE (1990), estudando a colonização do perifiton após perturbações provocadas por enxurradas em diferentes sistemas lóticos, referem que as condições ambientais podem influenciar fortemente as taxas de recolonização. STEINMAN & McINTIRE (1987, 1990) e PRINGLE (1987) verificaram que os principais factores ambientais que influenciam a taxa de recolonização incluem a velocidade de corrente, a luz e a concentração de nutrientes; consideram, no entanto, que outros factores, como sejam os herbívoros, o substrato e a temperatura, não devem ser ignorados. GRIMM & FISHER (1989) observaram que, em rios situados em zonas semi-áridas dos E.U.A, a resiliência (definida como o tempo necessário de recolonização) do perifiton, após fenómenos de enxurrada, se apresentava positivamente associada com a luminosidade e a temperatura.

A recuperação, após enxurradas, relacionada com a resiliência da componente biótica, tem sido medida em vários sistemas e para diferentes organismos. No Quadro 5.15, apresentam-se alguns dados de resiliência referenciados para o perifiton, após fenómenos de enxurrada.

QUADRO 5.15 - Resiliência do perifiton após fenómenos de enxurrada

Perturbação	Organismos	Tempo (dias)	Referência
enxurrada	algas	21-30	FISHER <i>et al.</i> , 1982
enxurrada	algas	21	POWER & STEWART, 1987
várias enxurradas	algas	20-78	GRIMM & FISHER, 1989

Para o rio Degebe não existem dados disponíveis que permitam referir o tempo de recuperação do sistema, após perturbações. No entanto, e por exemplo em relação ao perifiton, dois meses depois da enxurrada verificada em Abril, as concentrações de clorofila *a* verificadas nas estações 8, 10 e 11, foram respectivamente de: 25,04 mg/m²; 17,86 mg/m²; e 27,40 mg/m², valores da mesma ordem de grandeza dos registados no mês de Agosto.

Concluindo, pode-se referir que, no rio Degebe, as variações de carácter temporal e espacial reflectem diferentes tipos de descontinuidades, causadas por fenómenos naturais e antropogénicos.

Quando o "input" de energia surge de uma forma periódica, o rio evidencia flutuações cíclicas que desenvolvem padrões regulares de organização (VANNOTE *et al.*, 1980; SABATER *et al.*, 1991). Contudo, quando ocorrem importantes "inputs" externos de energia, esperam-se descontinuidades na evolução temporal e espacial do sistema. As enxurradas são definidas como a principal causa natural de alteração do sistema (FISHER *et al.*, 1982) e interpretadas com descontinuidades temporais (RESH *et al.*, 1988), que determinam o início de uma nova organização longitudinal. Por sua vez, os gradientes longitudinais não são contínuos. As albufeiras representam importantes descontinuidades espaciais (WARD & STANFORD, 1983a; RESH *et al.*, 1988), causadas também por uma série de influências externas e internas, que incluem, entre outros factores, os tributários (BRUNS *et al.*, 1984), a utilização do solo e as características geomorfológicas (MINSHALL *et al.*, 1985a; STATZNER & HIGLER, 1986).

5.5.2 Perspectiva funcional

MINSHALL (1978) refere que consideráveis produções autotróficas podem ocorrer em alguns cursos de água e, eventualmente, em troços de rio, com número de ordem baixo, que apresentem ausência de vegetação ripícola (associada ou não à actividade humana). HYNES (1970) acrescenta que os rios com uma dinâmica predominantemente autotrófica evidenciam elevadas concentrações de algas em suspensão na água.

Estas considerações podem levar a supor que, pelo menos durante o período com características lênticas, época do ano em que se assistiu a uma intensa colonização fitoplanctónica da água, com dominância de Cyanophyceae, o rio Degebe desenvolve uma dinâmica predominantemente autotrófica. Este fenómeno torna-se ainda mais evidente se se considerarem os valores de clorofila *a* perifítica, tendencialmente elevados ao longo das diferentes épocas de amostragem, e o elevado desenvolvimento de macrófitos, sobretudo na zona superior do rio e na estação 8 (zona intermédia), durante a Primavera e o Verão. Por outro lado, no rio Degebe, os processos biológicos parecem ser os principais responsáveis pela variação de oxigénio na água.

BUSCH & FISHER (1981) referem que a variabilidade espaço/tempo, a que um curso de água está sujeito, confere-lhe características próprias de heterotrofia ou autotrofia, consoante a localização geográfica e a época do ano. Num ecossistema, a identificação de uma dinâmica predominantemente heterotrófica ou autotrófica, implica sempre a definição e separação de zonas heterogéneas. Em particular, as fronteiras temporais devem contemplar épocas do ano com características climáticas distintas (BUSCH & FISHER, 1981).

Todavia, referir que as produções autotróficas são importantes num determinado sistema não é o mesmo que dizer que um sistema é autotrófico (BUSCH & FISHER, 1981). Um ecossistema autotrófico é aquele em que a taxa de produção primária bruta excede a taxa de respiração das comunidades ($P/R > 1$) e, segundo BUSCH & FISHER (1981) e FISHER (1986), se verifica armazenamento do excesso de produção fotossintética, com transporte de biomassa para fora do sistema. Os mesmos autores referem que os rios com uma dinâmica predominantemente autotrófica devem incluir-se em regiões que apresentem uma

grande superfície de exposição (canópia reduzida), insolação elevada e reduzido "input" de detritos com origem alóctone. Em ecossistemas com estas características, a corrente é praticamente ineficaz no transporte de grandes quantidades de matéria orgânica e as enxurradas sazonais funcionam como exportadoras da acumulação de biomassa no sistema (BUSCH & FISHER, 1981).

No rio Degebe, as enxurradas parecem ser responsáveis por uma importante entrada de matéria orgânica. Foi sobretudo nos meses em que, nalgumas estações, se verificaram situações de enxurrada ou efeitos de fortes precipitações (Abril e Junho de 1989, Novembro de 1990), que os valores médios dos sólidos totais e de MOP, em suspensão, foram mais elevados. Como referem STATZNER *et al.* (1988), as variações mais comuns de sólidos totais em suspensão ao longo do ano resultam de fenómenos de enxurrada. Considera-se, também, que os valores mais elevados do azoto total e de nitratos, que se observam nos meses de Março e Novembro de 1990 e Janeiro de 1991, em sistema com caudal, são sobretudo imputáveis às águas de escorrência e à precipitação. Do mesmo modo, são imputáveis às águas de escorrência e à precipitação as elevadas concentrações de fósforo total e de fosfatos verificadas na água.

Contrariamente ao observado em relação ao azoto total e nitratos, durante os meses de maior absorção de nutrientes (Abril e Maio), o fósforo total apresentou-se relativamente elevado, apenas se tendo observado uma quebra dos seus valores no mês de Junho. Este facto parece demonstrar que, no rio Degebe, o fósforo é um elemento conservativo, contrariamente ao azoto que apresenta uma grande variação temporal. De facto, demonstrou-se que, no rio Degebe, o azoto é potencialmente, em relação ao fósforo, o nutriente limitante da produção primária

Ainda segundo uma perspectiva funcional, FISHER (1986) verificou que, nas zonas desérticas e durante as enxurradas, os rios recebem elevados "inputs" alóctones de matéria orgânica particulada fina. Este material é incorporado no sedimento, à medida que a perturbação perde intensidade, proporcionando um importante recurso alimentar durante os períodos inter-enxurrada. Numa perspectiva global de funcionamento, e com base no facto dos quocientes P/R serem próximos de 1, FISHER (1986) refere que a exportação da produção fotossintética é praticamente anulada pelo "input" de partículas orgânicas finas durante as enxurradas; ou seja, a produção interna de matéria orgânica é quantitativamente equivalente ao "input" total alóctone de matéria orgânica. Acrescenta que, na sua globalidade, estes sistemas não são autotróficos nem heterotróficos, encontrando-se em equilíbrio no que respeita à origem da matéria orgânica.

COMUNIDADE BENTÓNICA DE MACROINVERTEBRADOS

Um dos objectivos fundamentais em ecologia consiste em identificar os factores que determinam padrões de abundância e distribuição dos organismos (BUNN *et al.*, 1986; CORKUM, 1990).

Num sistema lótico, a descrição das relações empíricas existentes entre as comunidades biológicas e os factores ambientais foi inicialmente baseada numa visão compartimentada do sistema, em zonas bem diferenciadas ou discretas, desde a nascente até à foz (e.g. ILLIES & BOTOSANEANU, 1963; HAWKES, 1975). Contudo, a predição deste modelo é pobre, quando se consideram as inter-relações entre sistemas ecológicos adjacentes. A concepção dessas interacções, que engloba o sistema aquático e o sistema terrestre, depende, fundamentalmente, dos componentes ambientais, da escala em que a abordagem ecológica é estudada e também do nível de resolução taxonómica (CORKUM, 1990).

Mais recentemente, a influência do sistema terrestre, através da bacia de drenagem, (e.g. WOODALL & WALLACE, 1972; MOLLES, 1982; WHITTIER *et al.*, 1988) e a importância da vegetação ripícola, têm sido reconhecidas em termos de "input" de energia (e.g. FISHER & LIKENS, 1973; CUMMINS, 1974; HYNES, 1975; ANDERSON & SEDELL, 1979; SHORT *et al.*, 1980; BIRD & KAUSHIK, 1981; CUMMINS *et al.*, 1983; BENFIELD & WEBSTER, 1985; MALTBY, 1995), referindo-se a sua acção na organização funcional da comunidade de invertebrados (e.g. CUMMINS, 1973, 1974; ANDERSON & SEDELL, 1979; SHORT *et al.*, 1980; CUMMINS *et al.*, 1984, 1989; BENFIELD & WEBSTER, 1985; MALTBY, 1995).

A teoria do contínuo lótico (VANNOTE *et al.*, 1980) e todas as concepções posteriores (NAIMAN *et al.*, 1988; PRINGLE *et al.*, 1988; TOWNSEND, 1989), consideram a bacia de drenagem como uma só unidade. VANNOTE *et al.* (1980) conceptualizam o sistema lótico como um gradiente físico contínuo, relacionado com a sucessão de grupos tróficos funcionais de invertebrados. Sugerem que as alterações nos padrões tróficos reflectem a contribuição relativa de "inputs" autóctones ou alóctones ao sistema e ao transporte de matéria orgânica ao longo do rio.

Adicionalmente, a influência sazonal do clima (considerada segundo uma escala de variabilidade temporal) tem sido referenciada (e.g. HYNES, 1970; WILLIAMS & HYNES, 1976a, 1977; DELUCCHI, 1988; BOULTON, 1989; ROBINSON *et al.*, 1990), sobretudo, em sistemas sujeitos a grande amplitude de variação de parâmetros físico-químicos.

Em rios temporários, a interrupção do caudal superficial durante o Verão ou em situações extremas, a perda de água durante o período seco, é provavelmente o descritor ambiental que mais afecta a componente biótica. As estratégias de adaptação fisiológica e comportamental adoptadas pelos invertebrados durante o período seco do Verão, parecem constituir o principal factor responsável pela sobrevivência das espécies (BOULTON, 1989). A zona hiporreica representa um refúgio permanente para numerosos invertebrados, que se movimentam nessa direcção à medida que o rio seca (WILLIAMS, 1984; DELUCCHI, 1989). WILLIAMS & HYNES (1977) sugerem que a maioria dos grupos taxonómicos desenvolvem estratégias de adaptação no seu ciclo de vida, de modo a ultrapassar as situações extremas de Verão. Por exemplo, Ephemeroptera e a maioria de Chironomidae permanecem em ovos durante aquele período, enquanto que Gastropoda, alguns Odonata e Coleoptera sobrevivem o período seco como adultos (WILLIAMS & HYNES, 1977).

Numa situação oposta no tempo, as enxurradas podem eliminar aproximadamente 95% dos insectos presentes (GRAY, 1981; GRAY & FISHER, 1981). As espécies tendem a apresentar ciclos de vida curtos, com emergências contínuas que asseguram uma rápida colonização pelos adultos, provenientes das áreas ripícolas adjacentes (GRAY, 1981; GRAY & FISHER, 1981; FISHER *et al.*, 1982).

Estudos recentes têm demonstrado que, em sistemas lóticos, as perturbações físicas podem constituir mecanismos que controlam a estrutura das comunidades. REICE (1985) refere a importância das perturbações físicas (como sejam as enxurradas) na manutenção de condições de não equilíbrio ambiental. Em maior escala, WARD & STANFORD (1983b) sugerem a hipótese da perturbação intermédia (CONNELL, 1978), que postula elevadas diversidades em sistemas sujeitos a perturbações de intensidade intermédia. À medida que a frequência ou a intensidade da perturbação decresce, a exclusão de espécies, devido a fenómenos de competição, torna-se num mecanismo estrutural da comunidade e a diversidade específica é baixa. No extremo oposto, perturbações frequentes tendem, também, a reduzir a diversidade específica, pois que apenas as que desenvolvem padrões com ciclo de vida adaptados conseguem manter níveis de populações viáveis (ROBINSON & MINSHALL, 1986).

Ao longo do tempo, no entanto, os cursos de água atravessam períodos de equilíbrio e não equilíbrio ambiental. Competição e outros factores de interacção biótica, tais como predação, serão, provavelmente, importantes na estruturação da comunidade de invertebrados durante a manutenção de condições ambientais estáveis. Em oposição, as condições de não equilíbrio estabelecem-se sobretudo em situações de alteração ambiental. MINSHALL & PETERSEN (1985) sugerem que a comunidade de invertebrados, estruturada em pedras ou em substrato diferenciado, sofre alterações no tempo de modo análogo à colonização de "ilhas oceânicas" (*sensus* MACARTHUR & WILSON, 1967). Durante o processo de desenvolvimento e colonização, a comunidade evolui inicialmente num estado de não equilíbrio entre espécies, em que os factores ambientais são predominantes. Com o tempo, a comunidade atinge um estado de equilíbrio

dinâmico de espécies, em que os processos de interacção biótica se tornam determinantes (MINSHALL & PETERSEN, 1985).

6.1 Estrutura taxonómica da comunidade

6.1.1 Hierarquização e tendências divisivas

Iniciou-se o estudo taxonómico da comunidade de macroinvertebrados, por uma análise global que inclui a totalidade das colheitas. Pretendeu-se, deste modo, verificar estatisticamente a resposta dos macroinvertebrados a variações de carácter temporal e espacial, analisando-se a estrutura da comunidade por estação de amostragem (escala espacial) e por época do ano (escala temporal). Uma análise global permite, ainda, verificar a tendência, espacial ou temporal, de maior variabilidade.

Devido ao elevado número de dados, organizados numa matriz condensada de 96 táxones por 79 estações de amostragem, e à variabilidade daí resultante, optou-se, em primeira instância, por efectuar uma análise de classificação divisiva (TWINSPAN), obtendo-se, deste modo, grupos que, do ponto de vista ecológico, se vão diferenciando de uma forma hierárquica e dicotómica.

O método de divisão TWINSPAN, aplicado às estações de amostragem, produziu 8 grupos até ao 3º nível (Figura 6.1), limite a partir do qual a interpretação em termos ecológicos se torna difícil.

Para a 1ª divisão, as estações são separadas a partir das pseudo-espécies indicadoras *Simuliidae* (2) e *Tubifex* sp. (3), indicando-se entre parêntesis, a sua correspondência em abundância numa escala de oito termos. A divisão resultante permite agrupar, no lado negativo, as estações fundamentalmente caracterizados pela presença de corrente e onde as duas pseudo-espécies foram mais abundantes. Contudo, à diferenciação pela variável corrente excluem-se as estações 2, amostrada em Junho e Agosto, e a estação 4 referente aos meses de Junho, Agosto e Maio, em cujos locais não foi detectada corrente. No lado positivo reúnem-se as estações que não apresentam caudal, a que correspondem as estações 1 e 5, localizadas, respectivamente, na zona de cabeceira e imediatamente a jusante da barragem, e as estações amostradas em época estival. No mesmo grupo incluem-se, ainda, seis estações amostradas em situação com caudal: a estação 12 referente ao mês de Janeiro; as estações 8 e 10 amostradas em Abril durante uma enxurrada; e as estações 6 e 7 amostradas em Junho numa situação ambiental com água muito turva, efeito das águas de escorrência, após intensa precipitação na zona de Montoito.

Independentemente dos casos excepção, pode-se referir que a primeira divisão aparece, fundamentalmente, associada à variável velocidade da corrente, que, como se viu no Capítulo anterior, apresenta um elevado significado temporal. Também como foi verificado, no que respeita a uma caracterização físico-química e de produtores primários, as estações 8 e 10, amostradas em Abril, são "outliers" que definem descontinuidades temporais. O mesmo parece acontecer em relação à comunidade de macroinvertebrados. As duas estações amostradas durante a enxurrada agrupam-se conjuntamente com as colheitas efectuadas em época estival, caracterizada pela ausência de caudal.

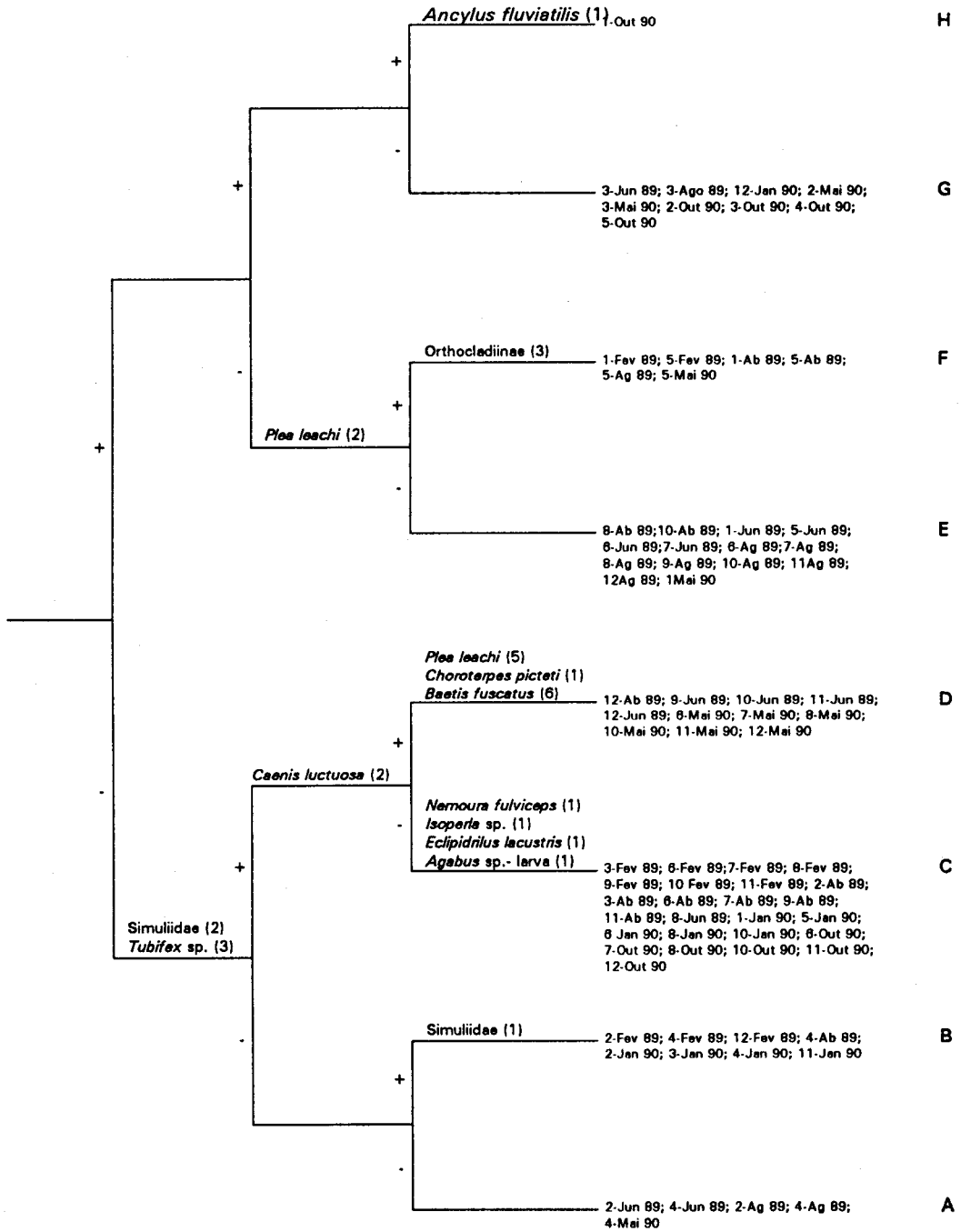


FIGURA 6.1 - Classificação TWINSpan para a globalidade das estações de amostragem

No 2º nível de divisão, as estações de amostragem agrupam-se, fundamentalmente, pelas suas localizações espaciais, individualizando-se a zona de cabeceira das duas zonas inferiores. Deste modo, o grupo negativo do 1º nível é dividido a partir da pseudo-espécie indicadora *Caenis luctuosa* (2), identificando-se o grupo resultante, pela maior abundância da pseudo-espécie (grupo positivo), com as estações referentes às duas zonas inferiores do rio Degebe, independentemente da época do ano. O grupo negativo, resultante da mesma divisão, engloba as estações pertencentes à zona a montante da albufeira. De uma forma paralela, o grupo positivo do 1º nível separa-se (2º nível da divisão), individualizando-se dois grupos devido à pseudo-espécie *Plea leachi* (2) que ocorre preferencialmente nas duas zonas inferiores do rio Degebe, durante o período sem caudal (grupo positivo). No lado negativo destacam-se as estações amostradas em época de Primavera/Verão na zona de cabeceira.

No 3º nível formam-se 8 grupos, assinalados na Figura 6.1 por ordem alfabética de A a H.

Os grupos A e B diferenciam-se, devido à pseudo-espécie Simuliidae (1). Separam-se, deste modo, as estações sem corrente, no grupo A, devido à não evidência daqueles organismos.

Os grupos C e D individualizam-se por influência de diferentes pseudo-espécies indicadoras em cada grupo (Figura 6.1). A diferenciação é fundamentalmente de carácter temporal, o que permite obter alguma informação sobre o ciclo de vida dos táxones. Em C reúnem-se as estações amostradas, sobretudo, em época de maior corrente, o que engloba o período invernal. Por este motivo, como pseudo-espécies indicadoras surgem *Eclipidrilus lacustris* (1), *Nemoura fulviceps* (1), *Isoperla* sp. (1), estas últimas desenvolvendo a fase larvar durante o Inverno. No grupo D, as estações correspondem, maioritariamente, à zona inferior do rio, amostradas, em Maio e Junho, durante uma época de transição para o período estival. As espécies indicadoras *Choroterpes picteti* (1) e *Baetis fuscatus* (6) estão referidas como táxones que apresentam grande espectro de variação ambiental, presentes desde águas rápidas a zonas com características lénticas (BELFIORE, 1983; GONZÁLEZ DEL TÁNAGO, 1984; HERRANZ & GONZÁLEZ DEL TÁNAGO, 1985). LANDA (1968) descreve, no entanto, *Choroterpes picteti* como uma espécie de Verão, com eclosão tardia, adaptada a águas lentas com elevadas temperaturas, e GONZÁLEZ DEL TÁNAGO (1984) refere que *Baetis fuscatus* poderá ser considerada como indicador de eutrofização. *Plea leachi* (5), que surge, também, como pseudo-espécie indicadora, é muito comum em albufeiras, típica de locais com características lénticas (DETHIER, 1986).

Os grupos E e F separam-se devido à pseudo-espécie Orthoclaadiinae (3), que surge com indicadora do grupo F, caracterizado por reunir locais situados em início de troço: a estação 5, situada imediatamente a seguir à barragem e amostrada indiferencialmente no tempo, e a estação 1, inserida na zona de cabeceira e referente aos meses de Fevereiro e Abril. O grupo E reúne estações amostradas no Verão, a jusante da barragem, e as duas estações amostradas durante a enxurrada de Abril (estações 8 e 10).

O grupo H separa-se do G, que reúne estações localizadas na zona a montante da albufeira, unicamente devido à estação 1, amostrada em Outubro, e que aparece isolada naquele grupo devido à pseudo-espécie indicadora *Ancylus fluviatilis* (1).

Para os oito grupo, individualizados pela análise TWINSpan até ao 3º nível, efectuou-se uma caracterização ecológica baseada nos táxones preferenciais, assim como em características médias ambientais determinadas individualmente para cada grupo. No Quadro 6.1 apresentam-se os valores médios (e desvio padrão) de descritores físico-químicos e produtores primários. Antecedendo um pouco os resultados, inclui-se ainda, para cada grupo, o valor médio do índice de diversidade taxonómica (índice de diversidade Shannon-Wiener).

QUADRO 6.1 - Valores médios e desvio padrão () de descritores físico-químicos, produtores primários e diversidade taxonómica, calculados para os oito grupos individualizados pela análise TWINSpan

	Grupo A	Grupo B	Grupo C	Grupo D	Grupo E	Grupo F	Grupo G	Grupo H
OD (mg/l)	8,34 (1,76)	7,42 (1,47)	8,23 (1,62)	9,89 (1,32)	9,25 (2,13)	9,58 (1,71)	7,82 (2,04)	8,20
Temperatura (°C)	23,8 (3,09)	9,3 (1,33)	12,5 (4,20)	24,0 (4,80)	24,4 (5,36)	16,4 (6,33)	16,9 (5,80)	11,8
pH	7,75 (0,55)	7,63 (0,53)	8,09 (0,54)	8,30 (0,14)	8,13 (0,70)	8,45 (0,42)	7,87 (0,33)	7,50
Vel. corrente (m/s)	0,00	0,62 (0,42)	0,76 (0,42)	0,59 (0,18)	0,32 (0,62)	0,00	0,10 (0,31)	0,00
Sólidos tot. susp. (mg/l)	16,1 (7,06)	12,9 (3,45)	59,3 (140,37)	43,5 (31,04)	67,8 (61,74)	4,5 (2,90)	28,8 (27,11)	20,5
MOP (mg/l)	6,5 (3,29)	4,2 (3,82)	14,6 (24,06)	11,5 (8,73)	19,8 (31,13)	2,2 (2,06)	12,5 (12,80)	5,6
cl <u>a</u> água (mg/m ³)	43,92 (38,59)	20,49 (33,26)	28,47 (32,38)	32,97 (21,54)	58,82 (117,11)	5,18 (3,57)	51,01 (86,36)	15,81
cl <u>a</u> substrato (mg/m ³)	31,82 (5,62)	18,87 (7,89)	23,72 (8,22)	23,03 (8,35)	25,71 (15,58)	23,17 (11,91)	25,81 (10,69)	29,87
Macrófitos (escala 1-5)	1,8 (1,64)	1,00 (0,76)	1,36 (0,57)	1,68 (0,64)	2,29 (0,73)	2,33 (0,52)	1,89 (1,05)	2,00
H' (bits)	1,87 (0,90)	2,36 (0,50)	3,15 (0,68)	3,04 (0,36)	2,77 (0,98)	3,72 (0,45)	2,23 (0,61)	4,13

Grupo A - "Cluster" constituído pelas estações 2 e 4, localizadas na zona a montante da albufeira e amostradas em época estival sem corrente. Reflexo da localização espacial é o valor do pH que, como se viu anteriormente, é inferior na zona de cabeceira (entre 7 e 8). Os táxones preferenciais pertencem ao grupo Oligochaeta, destacando-se: *Limnodrilus* sp., *Dero obtusa* e *Pristina* sp., e ao género *Chironomus*: gr. *plumosus* e gr. *thumni*. Estes organismos persistem em poças isoladas, com reduzido volume de água, quando a corrente cessa no final da Primavera. Devido às condições adversas, criadas pela elevada temperatura da água e pela interrupção do caudal, a diversidade é reduzida e inferior à dos restantes grupos.

Grupo B - Formado, maioritariamente, pelas estações 2, 3 e 4 amostradas durante o período invernal. Como táxones preferenciais destacam-se larvas pertencentes à família Simuliidae, que surgem também como pseudo-espécie indicadora (com abundância

relativa de 1), as espécies *Nemoura fulviceps* e *Nemoura erratica*, *Tyrrhenoleuctra* sp., *Isoperla* sp. e a sub-família Orthocladiinae; táxones sobretudo associados à velocidade da corrente. Embora a sub-família Orthocladiinae se apresente amplamente distribuída, o que nesta análise ficou demonstrado devido à pseudo-espécie Orthocladiinae (3) ter aparecido como indicadora num grupo caracterizado por apresentar corrente nula (grupo F), GOETHEBUER (1932) e BASS (1986b) referenciam a ocorrência preferencial das mesmas larvas, em águas correntes. Com um espectro de variação mais alargado salientam-se: *Nais* sp., *Eclipidrilus lacustris* e *Baetis fuscatus*.

Grupo C - As estações mais representadas pertencem às duas zonas a jusante da barragem, amostradas durante a Primavera, o Inverno e o Outono. A velocidade média da corrente é elevada (0,76 m/s), evidenciando-se como preferenciais um conjunto indiscriminado de táxones, dos quais se destacam pelas suas maiores ocorrências em locais com corrente: *Nemoura erratica*, *Nemoura fulviceps*, *Isoperla* sp. e larvas da família Simuliidae. *Ophidonais serpentina* é uma espécie (Naididae), referida como frequente em vegetação submersa (GIANI, 1976) e que no rio Degebe esteve, sobretudo, presente em época primaveril. As preferenciais *Physa acuta*, *Planorbis* sp., *Ancylus fluviatilis* e *Pisidium* sp. são táxones que surgem na Primavera, associados a biótopos com macrófitos e, como a generalidade dos moluscos, estão referenciados para sistemas lênticos (TACHET *et al.*, 1981). A diversidade média do grupo é elevada (3,15).

Grupo D - Agrupa maioritariamente estações pertencentes à zona inferior do rio, amostradas durante os meses de Junho de 1989 e Maio de 1990, época de transição para o período estival, com uma temperatura média da água de 24,0° C, mas onde a corrente ainda é manifestamente influente (0,59 m/s), o que, em termos biológicos, se evidencia pelas espécies preferenciais *Hydropsyche exocellata* e *Hydropsyche lobata*. Na Península Ibérica, espécies do género *Hydropsyche* habitam em todo o tipo de águas correntes, constituindo os seus estados larvares importantes populações nas comunidades de macroinvertebrados (GARCÍA DE JALÓN, 1983). *Hydropsyche exocellata*, é uma espécie com grande espectro de variação ambiental (GARCÍA DE JALÓN, 1986). O mesmo autor refere que na bacia hidrográfica do rio Douro é a espécie mais abundante; "com um ciclo biológico poli-voltino, ocorre, contudo, com maior frequência durante a Primavera". *Hydropsyche lobata* é referida na "Limnofauna Europaea" (ILLIES, 1978) como uma espécie endémica de Portugal. No entanto, aparece indicada para Marrocos (DAKKI, 1978) e descrita para Espanha, com especial ocorrência em pequenos rios (GARCÍA DE JALÓN, 1983, 1986). Neste grupo aparecem, também como preferenciais, *Baetis fuscatus* e *Baetis pavidus* e outras espécies, típicas de locais com características lênticas: *Plea leachi* e *Choroerpes picteti*. A diversidade média do grupo de 3,04 é da mesma ordem de grandeza do grupo C.

Grupo E - Grupo de certo modo atípico. Composto por estações amostradas na zona intermédia e na zona inferior do rio em época estival sem corrente e, também, pelas estações 8 e 10, amostradas durante a enxurrada de Abril. Por este motivo os desvios padrões dos vector velocidade da corrente e clorofila *a* da água são elevados e superiores aos valores médios respectivos. As espécies preferenciais diferenciam-se entre aquelas que, sobretudo, desenvolvem o seu estado larvar durante o Verão

(*Ecnomus* sp. e *Chironomus* gr. *plumosus*) e as que apresentam capacidade de resistência a condições ambientais adversas. Evidenciam-se, por isso, alguns géneros do grupo Coleoptera no estado adulto (*Esolus* sp., *Petlodytes* sp., *Hydroporus* sp.), o Heteroptera *Corixa* sp., *Peloscolex* sp. e *Tubifex* sp.

Grupo F - Deste grupo fazem parte as duas estações que ao longo do ano evidenciaram características lênticas e apresentaram elevado desenvolvimento de macrófitos: a estação 5, localizada a seguir à barragem, e a estação 1, na zona de cabeceira. Para a estação 5 incluem-se diferentes épocas do ano, enquanto que para a estação 1 se agrupam apenas as colheitas efectuadas em Fevereiro e Abril. As espécies preferenciais são numerosas, o que surge evidenciado devido à elevada diversidade média calculada para o grupo (3,72). Salientam-se: *Caenis luctuosa*, espécie que se mostrou altamente tolerante; as espécies *Cloeon simile*, *Cloeon schoenmundi*, *Thraulius bellus*, *Physa acuta*, *Pisidium* sp., *Planorbis* sp., normalmente descritas para sistemas lênticos e zonas remansadas (MACAN, 1977; GIROD *et al.*, 1980; TACHET *et al.*, 1981; DAKKI & EL AGBANI, 1983; GONZÁLEZ DEL TÁNAGO, 1984); e as espécies *Erpobdella octoculata*, *Duguesia tigrina*, *Cercion lindeni*, *Ischnura elegans*, *Crocothemis servilia* e larvas das sub-famílias Tanytopodinae e Chironominae, referidos por ELLIOT & MANN (1979) e BASS (1986a) como muito plásticas e amplamente distribuídas.

Grupo G - As estações mais representadas pertencem à zona a montante da albufeira (sobretudo no mês de Outubro), sem no entanto incluir a estação 1. A diversidade é menor comparativamente aos outros grupos (2,23). Como espécies preferenciais destacam-se, sobretudo, táxones dos grupos Oligochaeta (*Limnodrilus* sp., *Peloscolex* sp., *Dero obtusa*, *Nais* sp.), Chironomidae (sub-família Chironominae, *Chironomus* gr. *plumosus*, *Chironomus* gr. *thummi* e a sub-família Tanytopodinae) e Ephemeroptera (pseudo-espécie *Caenis luctuosa* (1), *Baetis fuscatus* (1), *Cloeon simile* (1)).

Grupo H - Formado unicamente pela estação 1 amostrada em Outubro. A individualização do grupo surge devido à pseudo-espécie indicadora *Ancylus fluviatilis* (1). As espécies preferenciais são: *Eclipidrilus lacustris* e espécies pertencentes ao grupo Mollusca, normalmente associadas a macrófitos (*Physa acuta*, *Ancylus fluviatilis* e *Pisidium* sp.).

Na análise TWINSPAN, verificou-se que consoante a época do ano, a estação 1 ou se agrupou com a estação 5, situada imediatamente a jusante da barragem (Grupo F), ou com as estações amostrados na zona intermédia e na zona inferior do rio (Grupo E e Grupo C). Pode-se pois concluir que, no rio Degebe, se individualiza uma pequena zona de cabeceira, representada pela estação 1, que reúne características biológicas distintas dos locais imediatamente a jusante. Estes locais, representados pelas estações 2, 3 e 4, aparecem associados em grupos, que correspondem a distintas épocas do ano (Grupos A, B e G), individualizando uma zona a montante da albufeira de Monte Novol.

Com excepção do grupo D, maioritariamente constituído por estações pertencentes à zona inferior do rio, as estações das zonas intermédia e inferior não surgem marcadamente individualizadas, definindo-se grupos por época do ano, com estações pertencentes às duas zonas tipológicas (Grupos C, D e E).

6.1.2 Ordenação global da comunidade

Com base na matriz (96 táxones x 79 estações de amostragem) utilizada na análise TWINSPAN, efectuou-se uma ordenação global da comunidade de macroinvertebrados por Análise Factorial de Correspondências. Pretendeu-se, deste modo, verificar quais as tendências ordenativas da comunidade, permitindo-se a comparação com a ordenação dos descritores físico-químicos e produtores primários, efectuada no Capítulo anterior, para o mesmo conjunto de amostragens.

O resultado da Análise Factorial de Correspondências para os três primeiros eixos apresentou valores próprios de 0,234, 0,196 e 0,160 respectivamente, a que corresponde uma variância acumulada de 26,68%.

Os coeficientes de correlação não paramétrica de Spearman entre os três primeiros eixos e os descritores físico-químicos e produtores primários apresentam-se no Quadro 6.2. Inclui-se, ainda, o valor do coeficiente de correlação entre os eixos e a diversidade taxonómica (Índice de diversidade Shannon-Wiener).

QUADRO 6.2 - Coeficientes de correlação de Spearman entre os três primeiros eixos da Análise Factorial de Correspondências aplicada aos macroinvertebrados e descritores físico-químicos, produtores primários e diversidade taxonómica

	AFC - I	AFC - II	AFC - III
OD (mg/l)	-0,292 **	-0,128	-0,436 ***
Temperatura (°C)	-0,446 ***	0,126	-0,726 ***
pH	-0,174	-0,307 **	-0,258 *
Velocidade de corrente (m/s)	0,411 ***	-0,634 ***	0,149
Sólidos totais em suspensão (mg/l)	0,069	0,186	-0,478 ***
MOP (mg/l)	0,082	-0,100	-0,302 **
cl a água (mg/m ³)	0,067	0,027	-0,345 **
Feopigmentos água (mg/m ³)	0,010	0,002	-0,253 *
ID água	-0,091	-0,186	0,315 **
cl a substrato (mg/m ²)	-0,172	0,245 *	-0,145
Feopigmentos substr. (mg/m ²)	-0,121	0,391 ***	-0,125
ID substrato	-0,013	0,119	-0,366 **
<i>Typha angustifolia</i> (g/m ²)	-0,395 ***	0,211	0,065
<i>Juncus bufonius</i> (g/m ²)	0,362 **	0,106	0,274 *
<i>Scirpus lacustris</i> (g/m ²)	-0,388 ***	-0,140	-0,346 **
<i>Cyperus longus</i> (g/m ²)	-0,241 *	-0,089	-0,592 ***
<i>Ranunculus peltatus</i> (g/m ²)	-0,203	-0,218	0,189
<i>Paspalum paspalodes</i> (g/m ²)	-0,314 **	0,107	-0,335 **
macroalgas filament. (g/m ²)	-0,408 ***	-0,227 *	0,258 *
H' (bits)	-0,312 **	-0,459 ***	0,190

probabilidade da correlação: * $p < 0,05$; ** $p < 0,01$; *** $p < 0,001$

A ordenação no plano formado pelos dois primeiros eixos pode ser observada na Figura 6.2 (táxones e estações de amostragem) e na Figura 6.3 apresenta-se o resultado

da mesma ordenação para o primeiro e terceiro eixos factoriais. O algoritmo que gera a posição das variáveis realiza iterações sucessivas entre os táxones e as estações de amostragem. Por esse motivo, táxones e estações de amostragem devem ser considerados como coexistindo no mesmo espaço, tendo apenas sido separados para melhor resolução gráfica.

Primeiro eixo factorial: significado espacial e temporal

O primeiro eixo factorial (10,54% de variância) correlaciona-se no sentido positivo com a variável velocidade da corrente ($p < 0,001$) e com *Juncus bufonius* L., uma espécie que apenas se encontra em zona de água quando o caudal é elevado. Os outros descritores com correlações significativas e negativas, excepção feita para a diversidade taxonómica (oxigénio dissolvido, temperatura, *Typha angustifolia* L., *Scirpus lacustris* L., *Cyperus longus* L., *Paspalum paspalodes* (Michx) Scriber, macroalgas filamentosas), caracterizam-se por apresentarem valores mais elevados no Verão.

O eixo opõe táxones que surgem em época com caudal, englobando aqueles que ocorrem unicamente durante o Inverno (*Tyrrhenoleutra* sp., *Nemoura erratica*, *Nemoura fulviceps*, *Isoperla* sp., entre outros), a táxones preferenciais de locais com características lênticas e que são mais abundantes, ou apenas estão presentes, durante o Verão em situação ambiental sem caudal (*Arrenurus* sp., *Sympetrum fonscolombei*, *Aeshna* sp., *Crocothemis servilia*, *Velia* sp., *Thraulius bellus*, *Corixa* sp., *Ochthebius* sp. (ad.), *Halipus* sp. (ad.), *Naucoris maculatus*, *Dytiscus* sp. (ad.), entre outros).

Esta constatação é perfeitamente identificada ao observar a ordenação das estações de amostragem (Figuras 6.2 e 6.3).

Por outro lado, como no rio Degebe a velocidade da corrente aumenta para jusante, o eixo surge, de certa forma, relacionado com a sucessão longitudinal das estações de amostragem. Com excepção das estações 2, 3 e 4, amostradas em diferentes épocas do ano e situadas no lado positivo do eixo (canto superior direito no espaço definido pelo primeiro e segundo eixos factoriais), do lado positivo colocam-se, também, as estações da zona intermédia e da zona inferior (com excepção feita para as estações 8 e 10 amostradas em Abril durante a enxurrada), referentes aos períodos de Primavera e Inverno, e que se caracterizam por apresentarem velocidades de corrente superiores (Grupo negativo do 1º nível de divisão TWINSPAN). No extremo oposto, agrupam-se as estações amostradas em sistema sem corrente, o que, fundamentalmente, inclui os locais com características lênticas (estações 1 e 5) e as amostragens referentes ao Verão nas duas zonas inferiores do rio (Grupo positivo do 1º nível de divisão TWINSPAN).

O eixo apresenta uma correlação negativa com a diversidade taxonómica devido às diversidades, tendencialmente elevadas, verificadas nas estações 1 e 5 (colocadas no lado negativo do eixo -cf. pag 52).

O primeiro eixo parece, assim, reflectir, conjuntamente, variações de carácter temporal e espacial. Ao longo do rio, para os períodos do ano com caudal, a corrente evolui segundo um gradiente longitudinal, determinando um padrão espacial para a estrutura taxonómica da comunidade dos macroinvertebrados bentónicos. Por sua vez, a variação temporal reflecte a evolução anual do ciclo hidrológico que opõe o período seco, no Verão, ao de maior corrente no Inverno (Capítulo 5).

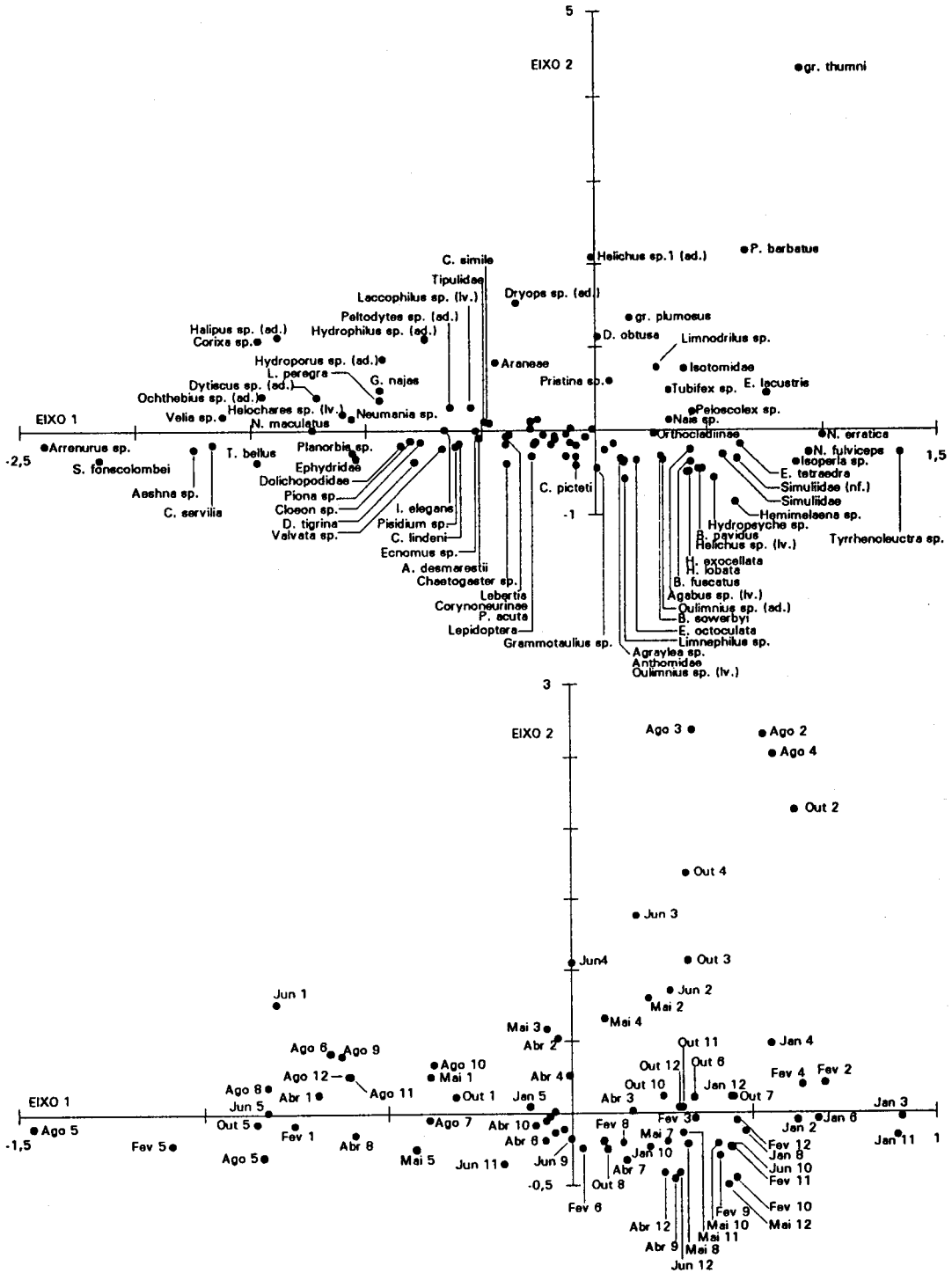


FIGURA 6.2 - Ordenação global da comunidade de macroinvertebrados e ordenação das estações de amostragem. Plano definido pelo primeiro e segundo eixos fatoriais.

Segundo eixo factorial: significado espacial

O segundo eixo (8,87% de variância) evidencia, fundamentalmente, a posição espacial das estações de amostragem.

Destaca-se um grupo, na parte positiva, definido pelas estações situadas a montante da albufeira do Monte Novo e fundamentalmente amostradas em situações ambientais caracterizadas por evidenciarem velocidade de corrente reduzida ou mesmo nula. Os táxones correspondentes caracterizam-se por apresentar tolerância a situações adversas; pertencem aos grupos Chironomidae, Oligochaeta e Coleoptera no estado adulto.

No polo oposto colocam-se as estações referentes às zonas intermédia e inferior, para diferentes épocas do ano e independentemente das características hidrológicas dos locais. Agrupam-se, deste modo, a estação 5 de características lânticas, situada imediatamente a jusante da barragem, com estações que apresentam caudal. De forma semelhante, na ordenação dos táxones, reúnem-se, no lado negativo do eixo, os que ocorreram com maior abundância na estação 5, preferenciais de situações lânticas (colocados no canto inferior esquerdo - Figura 6.2), e os que, sendo típicos de locais com corrente na Primavera e no Outono, apresentaram maior abundância na zona intermédia e na zona inferior do rio (dispostos no canto inferior direito - Figura 6.2).

O eixo correlaciona-se negativamente com o pH, com a velocidade da corrente, com a diversidade taxonómica e com as algas filamentosas, evidenciando-se, com excepção para as algas filamentosas, o aumento destes descritores para jusante. As algas filamentosas apresentam uma correlação negativa devido às maiores biomassas relativas se terem verificado nas estações 1 e 5, colocadas pela ordenação na parte negativa do eixo. A clorofila *a* e os feopigmentos do substrato correlacionam-se positivamente com o eixo devido a apresentarem uma variação gradienteal, ao longo do rio, com valores mais elevados a montante. A correlação negativa com a diversidade taxonómica evidencia, sobretudo, uma menor diversidade na zona a montante da albufeira, em situação ambiental sem caudal.

Terceiro eixo factorial: significado temporal

O terceiro eixo (7,27% de variância) apresenta um significado temporal, demonstrado, sobretudo, pelas correlações negativas existentes com o oxigénio dissolvido, com a temperatura da água, com o pH com a MOP, e com descritores da produção primária, cujo desenvolvimento foi máximo durante a Primavera e o Verão, épocas colocadas, pela ordenação, na parte negativa do eixo (Figura 6.3). Deste modo, e contrariamente ao primeiro eixo, as estações amostradas na Primavera colocam-se do lado negativo juntamente com as colheitas efectuadas no Verão. Na parte positiva, a maioria das estações referem-se ao Inverno, colocando-se no respectivo polo as estações situadas a montante da albufeira do Monte Novo e que se diferenciam pela maior abundância de plecopteros.

Em relação aos táxones, a diferenciação não só é feita de acordo com a maior abundância relativa, como também, e sobretudo para as estações que apresentam caudal (canto superior direito, no plano definido pelo primeiro e terceiro eixos factoriais - Figura 6.3), em função do ciclo de vida dos táxones. Táxones com fase larvar durante

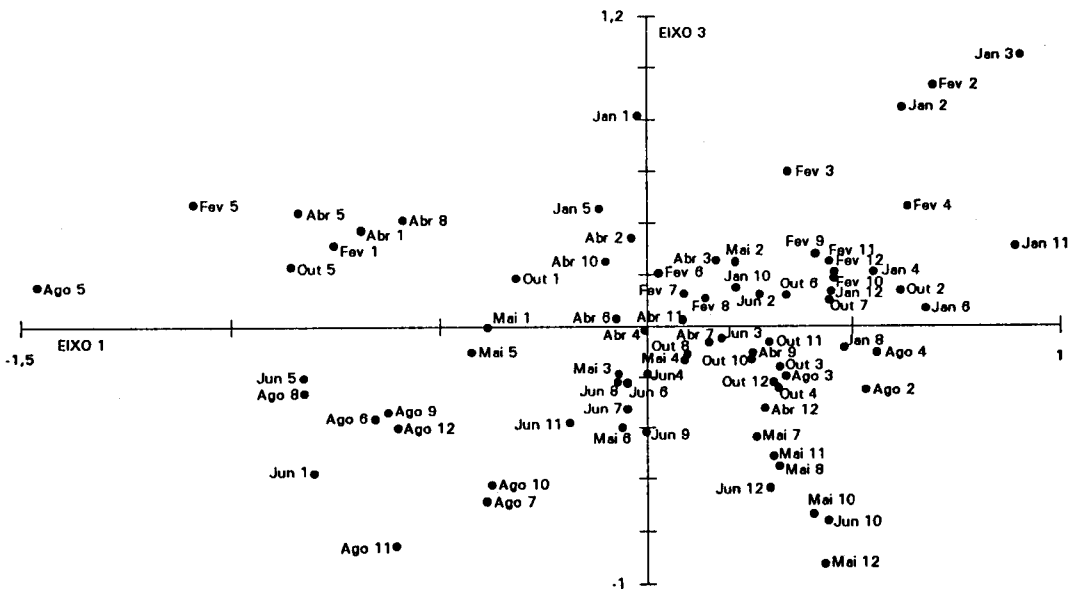
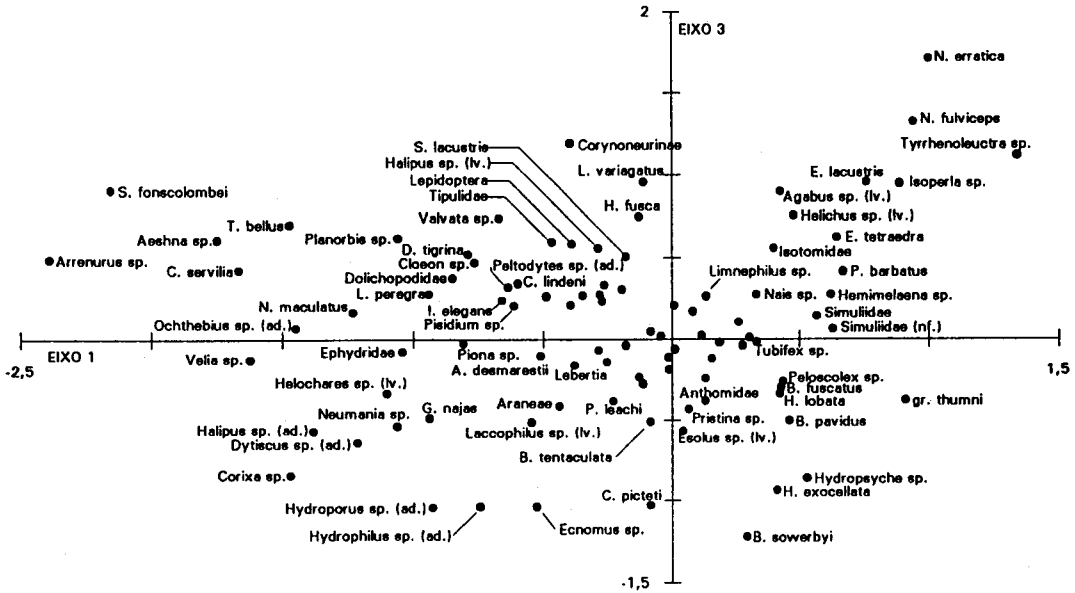


FIGURA 6.3 - Ordenação global da comunidade de macroinvertebrados e ordenação das estações de amostragem. Plano definido pelo primeiro e terceiro eixos factoriais.

o Inverno (*Nemoura erratica*, *Nemoura fulviceps*, *Tyrrhenoleutra* sp., *Isoperla* sp.), opõem-se a táxones que desenvolvem a fase larvar em condições de Primavera e de Verão (*Economus* sp., *Choroterpes picteti*, *Hydropsyche exocellata*, *Hydropsyche* sp.).

Comparação entre a ordenação dos macroinvertebrados e a ordenação dos descritores físico-químicos e produtores primários

Em seguida, e para uma visão mais abrangente da diversidade ecológica, comparou-se a ordenação dos macroinvertebrados com a ordenação dos descritores físico-químicos e produtores primários (Análise em Componentes Principais, efectuada no Capítulo anterior para o mesmo número de estações). Ou seja, testou-se estatisticamente o significado ecológico dos três primeiros eixos factoriais, tendo como referência o significado das três primeiras componentes na ordenação dos descritores físico-químicos e produtores primários (Quadro 6.3).

QUADRO 6.3 - Significado ecológico das três primeiras componentes da PCA aplicada aos descritores físico-químicos e produtores primários

	PCA - I	PCA - II	PCA - III
Significado ecológico	Organização temporal	Organização longitudinal	Diferenciação da zona a montante da albufeira do Monte Novo (sem incluir a estação 1)

No Quadro 6.4 apresenta-se o resultado das correlações de Spearman entre os três primeiros eixos nas duas ordenações (em modo C).

QUADRO 6.4 - Coeficientes de correlação de Spearman entre os três primeiros eixos de duas ordenações: descritores físico-químicos/produtores primários (PCA) e macroinvertebrados (AFC).

	PCA - I	PCA - II	PCA - III
AFC - I	-0,472 ***	-0,367 **	0,246 *
AFC - II	0,101	0,265 *	0,600 ***
AFC - III	-0,623 ***	0,124	0,006

probabilidade da correlação: * $p < 0,05$; ** $p < 0,01$; *** $p < 0,001$

Verifica-se que o primeiro eixo da Análise Factorial de Correspondências se correlaciona com o primeiro (significado temporal), com o segundo e com o terceiro eixos (significados espaciais) da Análise em Componentes Principais. Consequentemente, reflecte-se, deste modo, uma evolução temporal da comunidade de macroinvertebrados, organizada espacialmente ao longo de um gradiente ambiental e diferenciando-se a zona a montante da albufeira de Monte Novo (sem incluir a estação 1).

O segundo eixo da Análise Factorial de Correspondências surge correlacionado com o segundo e com o terceiro eixos da Análise em Componentes Principais, o que realça o significado espacial do referido eixo. Contudo, o nível de significância com o terceiro eixo (da PCA) é superior, o que parece resultar de uma individualização ambiental da zona a montante da albufeira (sem contudo incluir a estação 1); o menor volume de água que se reflecte num período léntico mais prolongado, uma maior homogeneização do substrato, superior influência humana e, com excepção da estação 2, grande desenvolvimento de macrófitos, podem, em conjunto, contribuir para uma diferenciação da comunidade de macroinvertebrados, relativamente às zonas a jusante da barragem. Por outro lado, é nesta zona tipológica que se localiza a estação 2, diferenciável das restantes estações de amostragem por apresentar intensa vegetação ripícola.

Como se verificou, o terceiro eixo factorial apresenta um significado temporal. A sua comprovação estatística é dada pela correlação altamente significativa com a primeira componente da PCA ($p < 0,001$).

Sucessão longitudinal. Detecção de gradientes

A evolução gradiental de condições abióticas ao longo de um rio e a sua influência na comunidade de macroinvertebrados têm sido comentadas por numerosos autores, no que respeita ao funcionamento do sistema, referindo-se o processamento da matéria orgânica, a produtividade primária e o ciclo de nutrientes (e.g. HYNES, 1970; VANNOTE *et al.*, 1980; HAWKINS & SEDELL, 1981; NEWBOLD *et al.*, 1981; CULP & DAVIES, 1982; CUSHING *et al.*, 1983a; ELWOOD *et al.*, 1983; MINSHALL *et al.*, 1983; GIBON & STATZNER, 1985; SCHEIRING, 1985; SCHAEFFER & PERRY, 1986; NAIMAN *et al.*, 1987; PERRY & SCHAEFFER, 1987; CORKUM, 1991). Contudo, como referem MATTHEWS *et al.* (1991), devido à complexa distribuição e ao padrão exibido pelos macroinvertebrados, torna-se difícil confirmar estatisticamente a existência de gradientes longitudinais, sobretudo quando se pretende estabelecer indicadores taxonómicos que reflectam alterações ambientais.

Para o rio Degebe, tentou-se verificar como é que, individualmente para cada período de amostragem, a comunidade de macroinvertebrados evolui longitudinalmente. Deste modo, considerou-se o primeiro eixo da Análise Factorial de Correspondências resultante da ordenação efectuada para as estações de amostragem, que, como foi verificado, se apresenta relacionado com a ordenação espacial da comunidade e preferencialmente correlacionado ($p < 0,01$) com a organização longitudinal de descritores físico-químicos e produtores primários.

Procedeu-se à projecção dos vectores próprios do primeiro eixo factorial (ordenadas), sobre os respectivos locais de colheita (nas abcissas), ordenados segundo as suas distâncias geográficas à nascente. Considerou-se que os vectores próprios, no primeiro eixo factorial, representam a posição ecológica relativa aos dois extremos do gradiente ambiental (BRUNS *et al.*, 1982; BRUNS & MINSHALL, 1985).

Obteve-se, deste modo, uma representação longitudinal da sucessão dos táxones (Figura 6.4), definindo que a existência de regressões significativas indica que a comunidade se estrutura em função da localização geográfica, ao longo de um gradiente ambiental (BRUNS & MINSHALL, 1985; BRUNS *et al.*, 1982).

Observando a Figura 6.4, verifica-se que, para a totalidade dos locais amostrados, apenas nos meses de Agosto de 1989, e Maio do ano seguinte, a estrutura da comunidade evolui longitudinalmente, desde a zona de cabeceira até à zona próxima da foz, numa sucessão gradiential de táxones.

Em Agosto de 1989 não existe caudal superficial. Consequentemente, o gradiente não é estritamente determinado pelas condições hidrológicas, mas por um conjunto de factores bio-tipológicos que incluem a presença ou ausência de macrófitos, as características do substrato, a profundidade da água (nas poças ou nos pegos) e o tempo decorrido desde a interrupção do caudal. Estes evoluem longitudinalmente e determinam um padrão espacial da comunidade, representada por táxones resistentes às condições estivais lênticas. Repare-se que a principal distorção ao gradiente surge na estação 5, caracterizada por desenvolver condições lênticas permanentes ao longo do ano; e que, com excepção das estações 2, 3 e 4, situadas na zona a montante da albufeira, as restantes estações apresentam vectores próprios negativos, evidenciando a curva de regressão um declive com sinal negativo e inverso ao calculado para o mês de Maio. Tal facto resulta da sucessão longitudinal estar representada por táxones que, na ordenação, apresentam vectores próprios negativos e se caracterizam pela sua resistência a condições ambientais lênticas (*Arrenurus* sp., *Sympetrum fonscolombei*, *Aeshna* sp., *Crocothemis servilia*, *Gerris najas*, *Piona* sp., *Cloeon* sp., *Cercion lindenii*, *Ecnomus* sp., *Atyephyra desmarestii*, entre outros).

Maio de 1990 representa uma época de transição, em que a velocidade de corrente é nula na zona a montante da albufeira, sendo, no entanto, influente nas duas zonas inferiores do rio Degebe, com velocidade de corrente crescente para jusante. Consequentemente, a importância dos organismos que preferencialmente se desenvolvem em situações com corrente, e que na ordenação apresentam vectores próprios positivos, é manifestamente mais importante a jusante. Durante essa época do ano, a comunidade de macroinvertebrados sucede-se longitudinalmente num gradiente que opõe os táxones de acordo com as suas afinidades hidrológicas (lênticos "versus" lóticos). Estatisticamente, o gradiente surge representado por uma regressão significativa (Quadro 6.5), em que a variável dependente é constituída pelos vectores próprios do primeiro eixo (posição ecológica) e a variável independente as distâncias geográficas à nascente.

Em Fevereiro e Junho de 1989, a ordenação parece igualmente diferenciar a comunidade em função das características ambientais. As principais distorções ao gradiente surgem nas estações 1 e 5 (em início de troços, com características lênticas permanentes ao longo do ano), e nas estações 2, 3 e 4, situadas na zona a montante da albufeira do Monte Novo que surge individualizada na ordenação resultante para o primeiro eixo. Se, para ambos os meses, se considerarem apenas as estações situadas a jusante da barragem verifica-se uma sucessão gradiential de táxones resultante, fundamentalmente, do aumento da velocidade de corrente para jusante (Quadro 6.5).

Em Abril de 1989, a enxurrada detectada nas estações 8, 10 e 11, provocou uma alteração na comunidade de macroinvertebrados, evidenciada, sobretudo, nas estações 8 e 10, pelos vectores próprios negativos no primeiro eixo (Figura 6.4). Estes valores reflectem descontinuidades, detectáveis numa análise espacial pela ausência de gradiente (regressão não significativa)

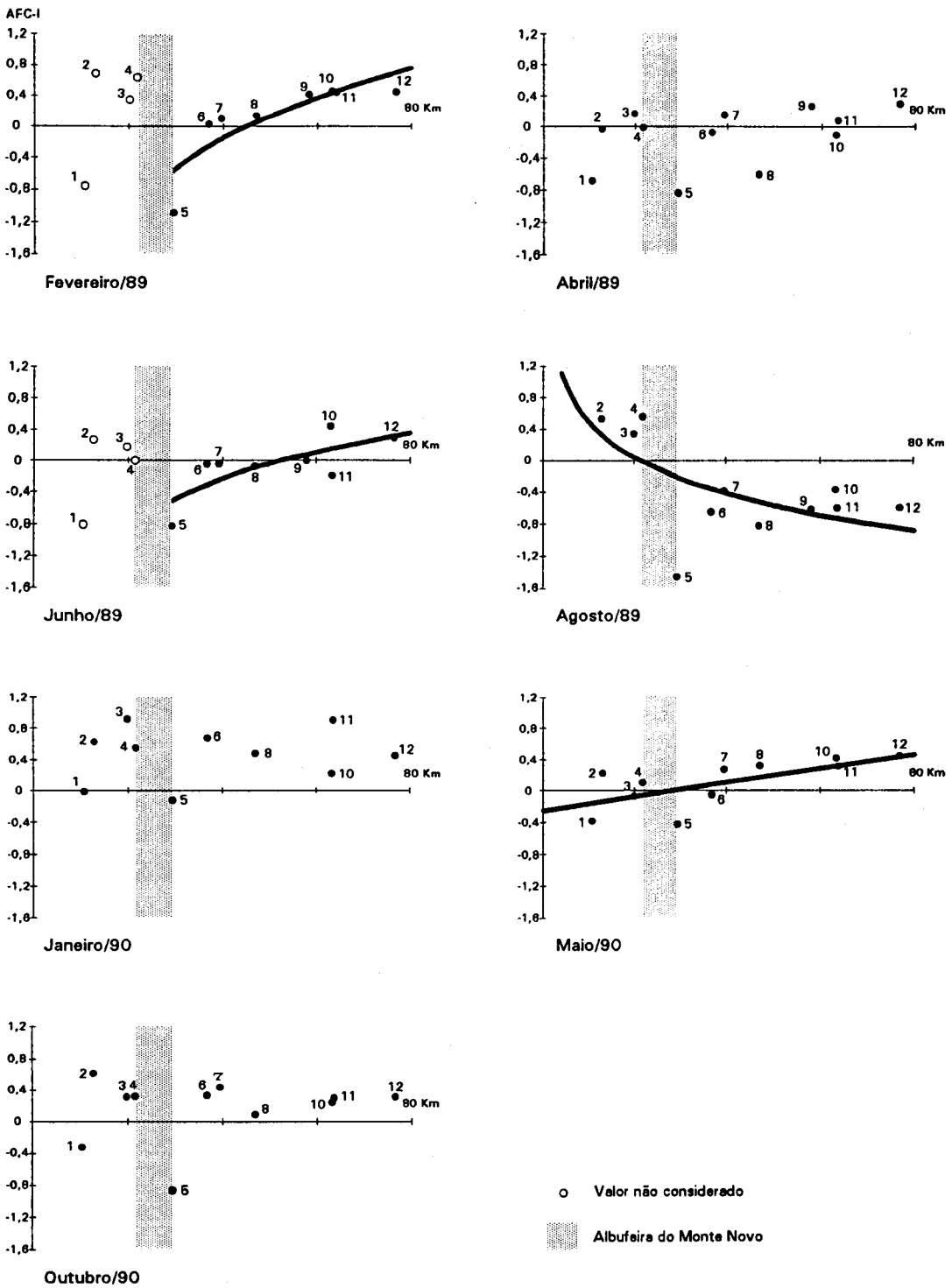


FIGURA 6.4 - Padrões espaciais da estrutura taxonómica para diferentes épocas do ano. Relação entre os vectores próprios no primeiro eixo factorial e a distância geográfica à nascente.

QUADRO 6.5 - Padrões espaciais da estrutura taxonómica para diferentes épocas do ano. Alteração na composição taxonómica da comunidade (y : 1º e 3º eixos da Análise Factorial de Correspondências) em função da distância geográfica à nascente (x).

Variável dependente	equação de regressão	r^2	df	valor F
1º eixo factorial - Fevereiro 1989	$y = -5,167 + 1,354 \lg_e x$	0,73	6	16,18 **
1º eixo factorial - Junho 1989	$y = -3,431 + 0,865x$	0,57	6	7,86 *
1º eixo factorial - Agosto 1989	$y = 2,066 - 0,674 \lg_e x$	0,38	9	5,552 *
1º eixo factorial - Maio 1990	$y = -0,261 + 0,0094x$	0,49	9	8,472 *
1º eixo factorial - Outubro 1990	$y = 0,838 - 0,140 \lg_e x$	0,37	7	4,184
2º eixo factorial - Fevereiro 1989	$y = 0,547 - 0,194 \lg_e x$	0,43	10	7,633 *
2º eixo factorial - Abril 1989	$y = 1,127 - 0,349 \lg_e x$	0,62	10	16,43 **
2º eixo factorial - Junho 1989	$y = 3,037 - 0,800 \lg_e x$	0,73	10	26,52 ***
2º eixo factorial - Agosto 1989	$y = 6,688 - 1,607 \lg_e x$	0,65	9	16,35 **
2º eixo factorial - Maio 1990	$y = 1,922 - 0,535 \lg_e x$	0,66	9	17,48 **
2º eixo factorial - Outubro 1990	$y = 2,971 - 0,724 \lg_e x$	0,36	9	5,15 *

* - significativa $p < 0,05$; ** - significativa $p < 0,01$; *** - significativa $p < 0,001$

A amostragem de Janeiro de 1990 corresponde a um período de pós perturbação, causada pelas intensas enxurradas ocorridas em Novembro e Dezembro do ano anterior. Consequentemente, em Janeiro de 1990 todas as estações apresentam caudal, sendo provável que a comunidade se apresente em fase de recuperação, pós perturbação. O resultado da ordenação para o primeiro eixo (significativamente correlacionado com a velocidade da corrente) não parece ser suficientemente discriminante para detectar a existência de uma sucessão gradiential de táxones.

Em Outubro, reinicia-se o ciclo hidrológico com desenvolvimento de caudal na zona a jusante da barragem do Monte Novo. Se, para esse mês, se eliminarem as estações 1 e 5 (localizadas em início de troço), a comunidade evolui espacialmente, segundo um gradiente longitudinal curvilíneo pouco nítido ($p < 0,08$).

O segundo eixo factorial apresentou um nível de correlação com a organização espacial de descritores físico-químicos e produtores primários ($r=0,265$), significativo para $p < 0,05$. Consequentemente, para a estrutura taxonómica resultante da ordenação do segundo eixo factorial, surge implícita uma tendência de evolução gradiential. De facto, verificou-se que com excepção do mês de Janeiro de 1990, a ordenação resultante para o segundo eixo determina uma estrutura taxonómica que evolui longitudinalmente em relação com a localização geográfica (Quadro 6.5).

Para os meses de Fevereiro, Abril e Junho de 1989 e Maio do ano seguinte, a comunidade estrutura-se longitudinalmente, numa sucessão de táxones que evolui em função das maiores afinidades lóticis. Táxones com valores próprios positivos (grupos Chironomidae, Oligochaeta e Coleoptera) caracterizam as estações de cabeceira com velocidade de corrente reduzida (Fevereiro e Abril de 1989) ou mesmo nula (Junho de 1989 e Maio de 1990). Os táxones com maiores afinidades lóticis e que foram mais abundantes nas zonas intermédia e inferior apresentam vectores próprios negativos

(*Hemimelaena* sp., *Limnephilus* sp., *Hydropsyche* sp., *Hydropsyche exocellata*, *Hydropsyche lobata*, *Baetis pavidus*, *Helichus* sp. (lv.), *Grammotaulius* sp., *Choroterpes picteti*).

No mês de Abril o efeito da enxurrada nas estações 8, 10 e 11 não surge tão nítido como no primeiro eixo factorial. Por esse motivo, evidencia-se uma estrutura taxonómica organizada longitudinalmente em função da distância geográfica à nascente

No mês de Agosto de 1989 o gradiente longitudinal surge independentemente da velocidade da corrente, razão pelo que os vectores próprios (das estações de amostragem) são positivos, correspondendo a táxones que se caracterizam pela sua resistência a condições ambientais lénicas (gr. *Chironomus* gr. *thumni*, *Chironomus* gr. *plumosus*, *Dero obtusa*, *Limnodrilus* sp., na zona de cabeceira; *Caenis luctuosa*, *Plea leachi*, *Atyaephira desmarestii*, *Piona* sp. *Physa acuta*, nas zonas intermédia e inferior)

No mês de Outubro de 1990 o gradiente resulta fundamentalmente da oposição entre as estações 2, 3 e 4, localizadas na zona de cabeceira e caracterizadas pela maior abundância de táxones pertencentes aos grupos Oligochaeta e Coleoptera, e as estações situadas nas zonas intermédia e inferior com vectores próprios muito homogéneos, definidas taxonomicamente por: *Baetis fuscatus*; *Baetis pavidus*; *Caenis luctuosa*; *Cloeon shoemundi*; *Plea leachi*; Simuliidae; Simuliidae (nf.). Repare-se que é para o mês de Outubro que a proporção da variância explicada pela distância geográfica é inferior (Quadro 6.5)

6.1.3 Relação dos táxones com descritores físico-químicos e produtores primários. Organização espacial e temporal

Com o objectivo de se estabelecerem relações preferenciais entre os táxones e descritores físico-químicos e produtores primários foram efectuadas análises de regressões múltiplas, considerando os diferentes táxones como variáveis dependentes. Foram definidas como variáveis independentes os três primeiros eixos da Análise em Componentes Principais, efectuada, no Capítulo 5, para os descritores físico-químicos e produtores primários analisados nos períodos do ano em que foram amostradas doze estações ao longo do rio Degebe.

De modo a facilitar a interpretação das regressões múltiplas, no Quadro 6.6 apresenta-se, de uma forma simplificada, o resultado da PCA já anteriormente discutido. Discriminam-se os vectores próprios dos descritores e as correlações não paramétricas de Spearman, entre os descritores e as três primeiras componentes da PCA (PCA-I, PCA-II, PCA-III).

Como foi referido no Capítulo 5, a primeira componente apresenta um significado temporal; correlaciona-se positivamente com os descritores físico-químicos e com os produtores primários que atingem valores mais elevados e desenvolvimento superior em época estival, e negativamente apresenta maior correlação com a velocidade da corrente que, em sistemas mediterrânicos, é superior no período invernal.

A segunda componente reflecte, fundamentalmente, a evolução espacial dos descritores (Capítulo 5), correlacionando-se positivamente com aqueles que são mais elevados na zona a montante da albufeira do Monte Novo, e negativamente com descritores que apresentaram valores superiores na zonas intermédia e na zona inferior do rio.

QUADRO 6.6 - Vectores próprios e coeficientes de correlações de Spearman entre os descritores físico-químicos e os produtores primários, e as três primeiras componentes da PCA (PCA-I, PCA-II e PCA-III) efectuada para os períodos dos ano em que foram analisadas doze estações de amostragem

	PCA - I		PCA - II		PCA - III	
	Vect.próprio	Correlação	Vect.próprio	Correlação	Vect.próprio	Correlação
OD (mg/l)	0,642	0,624 ***	-0,142	-0,140	-0,401	-0,314 **
Temperatura (°C)	0,673	0,736 ***	0,042	0,094	0,074	0,023
pH	0,494	0,480 ***	-0,303	-0,288 *	-0,512	-0,478 ***
Velocidade da corrente (m/s)	-0,503	-0,516 ***	-0,509	-0,599 ***	-0,315	-0,372 **
Sólidos totais em suspensão (mg/l)	0,090	0,215	-0,542	-0,476 ***	0,174	0,096
MOP (mg/l)	0,353	0,233 *	-0,726	-0,539 ***	0,221	-0,000
cl. <i>a</i> água (mg/m ³)	0,561	0,427 ***	-0,588	-0,427 ***	0,150	-0,113
feopigmentos água (mg/m ³)	9,468	0,326 **	-0,558	-0,437 ***	0,034	-0,162
Índice divers. pigm. água	-0,219	-0,269 *	-0,192	-0,111	-0,469	-0,337 **
cl. <i>a</i> substrato (mg/m ³)	0,568	0,500 ***	0,313	0,305 **	0,293	0,307 **
feopigmentos substr. (mg/m ³)	0,532	0,470 ***	0,117	0,319 **	0,549	0,457 ***
Índice divers. pigm. substr.	0,364	0,290 *	0,027	-0,089	0,263	0,160
<i>Typha angustifolia</i> (g/m ²)	0,396	0,438 ***	0,585	0,675 ***	-0,026	0,031
<i>Juncus bufonius</i> (g/m ²)	-0,331	-0,342 **	-0,090	-0,114	0,024	0,095
<i>Scirpus lacustris</i> (g/m ²)	0,484	0,571 ***	0,135	0,230 *	-0,604	-0,434 ***
<i>Cyperus longus</i> (g/m ²)	0,631	0,664 ***	-0,093	-0,029	-0,270	-0,287 *
<i>Ranunculus peltatus</i> (g/m ²)	0,087	0,126	0,204	0,291 *	-0,392	-0,400 ***
<i>Paspalum paspalodes</i> (g/m ²)	0,413	0,508 ***	0,449	0,451 ***	-0,067	0,097
algas filamentosas (g/m ²)	0,195	0,137	0,461	0,389 ***	-0,309	-0,375 ***
% de variância explicada	20,68		14,92		10,52	
% de variância acumulada	20,68		35,60		46,12	

probabilidade da correlação: * $p < 0,05$; ** $p < 0,01$; *** $p < 0,001$

A terceira componente correlaciona-se positivamente com a clorofila *a* e com os feopigmentos do substrato, descritores que preferencialmente atingem concentrações superiores nas estações 2, 3 e 4 situadas na zona a montante da albufeira do Monte Novo. Negativamente, correlaciona-se com descritores, como a velocidade da corrente e o pH, que aumentam para jusante (Capítulo 5). Deste modo, à semelhança da segunda componente, também a terceira apresenta um significado espacial, diferenciando-se, no entanto, devido à individualização de descritores preferenciais, a zona a montante da albufeira do Monte Novo (sem no entanto incluir a estação 1).

As regressões múltiplas que definem a relação dos táxones com as três componentes foram estabelecidas pela aplicação do seguinte modelo polinomial:

$$Y = b_0 + b_{11}(PCA-I) + b_{12}(PCA-I)^2 + b_{21}(PCA-II) + b_{22}(PCA-II)^2 + b_{31}(PCA-III) + b_{32}(PCA-III)^2$$

Escolheu-se este modelo por ser suficiente simples, ajustando-se significativamente à maioria dos dados obtidos. Ou seja, verificou-se que para a maioria dos táxones a sua abundância seguia uma distribuição linear ou curvilínea (quadrática), sem pontos de inflexão, relativamente às três componentes da PCA.

No Quadro 6.7 apresentam-se os resultados da análise de regressão múltipla que resultaram significativos e que evidenciaram um R^2 superior a 0,10. Os táxones apresentam-se ordenados por ordem decrescente de abundância; discriminam-se aqueles cuja abundância é função da organização temporal e da organização espacial de descritores físico-químicos e de produtores primários.

As associações mais fortes entre táxones e descritores físico-químicos/produtores primários, surgem referidas para *Caenis luctuosa* ($R^2=0,51$; $F=21,18$), *Thraulius bellus* ($R^2=0,44$; $F=31,50$), *Eclipidrilus lacustris* ($R^2=0,38$; $F=24,48$), *Corixa* sp. ($R^2=0,38$; $F=25,21$) e *Halipus* sp. (ad.) ($R^2=0,36$; $F=22,86$).

Caenis luctuosa, *Eclipidrilus lacustris* e *Corixa* sp. relacionam-se com a evolução temporal (PCA-I). *Caenis luctuosa* desenvolve uma relação curvilínea, do tipo parabólica, com a PCA-I, indicadora de uma evolução crescente do Verão para a Primavera, época em que se atingem as abundâncias mais elevadas, decrescendo, em seguida, para níveis inferiores no Inverno. *Eclipidrilus lacustris* relaciona-se linearmente no sentido negativo com a mesma componente, revelando uma maior abundância no Inverno, em época do ano com maior caudal. *Corixa* sp. descreve uma relação curvilínea, de sinal positivo, com a PCA-I sugerindo, apenas, uma redução da abundância na Primavera.

Observando o Quadro 6.7, verifica-se que outros táxones se relacionam com a evolução temporal, demonstrando que as suas ocorrências ou abundâncias estão dependentes de condições ambientais, específicas de determinadas épocas do ano.

Plea leachi, *Dero obtusa*, Chironomidae (ninfas), *Ceratopogonidae* sp., *Chironomus* gr. *thummi*, Ephydriidae e *Ecnomus* sp. (um táxone que apenas surge no rio durante o Verão), relacionam-se linearmente no sentido positivo com a evolução temporal, indicando uma maior ocorrência em época estival sem corrente. Pelo contrário, os plecopteros (*Nemoua fulviceps*, *Nemoura erratica*, *Isoperla* sp.), ocorrendo apenas no Inverno, desenvolvem uma relação linear no sentido negativo com a evolução temporal de descritores físico-químicos e produtores primários. De modo semelhante, Orthocladiinae, Isotomidae e Lepidoptera, relacionando-se de forma linear no mesmo sentido com a PCA-I, evidenciam uma ocorrência tendencialmente mais elevada no Inverno, em época de maior caudal.

Chironominae, *Baetis fuscatus*, *Baetis pavidus* e *Hydropsyche lobata*, desenvolvem uma relação curvilínea que evidencia sinal negativo no termo quadrático da PCA-I. Demonstram, assim, maior abundância na Primavera.

Simuliidae e *Valvata* sp. apresentam uma relação curvilínea, do tipo parabólico, com a evolução temporal. Contudo, a curva para o táxone Simuliidae sugere uma evolução crescente Inverno/Primavera. Na Primavera atingem-se as abundâncias mais elevadas, decrescendo abruptamente para os valores mais reduzidos verificados no Verão. Pelo contrário *Valvata* sp., parece atingir maior abundâncias no Inverno, decrescendo na Primavera e subindo, em seguida, para níveis ligeiramente mais elevados no Verão.

QUADRO 6.7 - Relação de táxones com descritores físico-químicos e produtores primários (três primeiras componentes da PCA). Resultados sumários da análise de regressão múltipla.

Táxones	Variáveis independentes	Relação	Coefficientes de regressão	Regressão valor <i>F</i>	<i>R</i> ²
<i>Plea leachi</i>	PCA-I	linear	0,642 **	6,26 **	0,12
	PCA-III	linear	-0,718 *		
Simuliidae	PCA-I	linear	-0,713 **	8,43 ***	0,28
	PCA-I	quadrática	-0,885 *		
	PCA-II	linear	-1,066 ***		
Orthoclaudiinae	PCA-III	linear	-0,721 *	9,77 **	0,18
	PCA-I	linear	-0,505 *		
	PCA-III	linear	-1,000 ***		
Chironominae	PCA-I	quadrática	-0,724 **	8,38 ***	0,16
	PCA-III	linear	-0,620 *		
<i>Caenis luctuosa</i>	PCA-I	linear	0,614 ***	21,18 ***	0,51
	PCA-I	quadrática	-0,963 ***		
	PCA-III	linear	-1,376 ***		
	PCA-III	quadrática	0,841 ***		
<i>Baetis fuscatus</i>	PCA-I	quadrática	-1,224 ***	10,96 ***	0,28
	PCA-II	linear	-0,999 ***		
	PCA-III	linear	-0,706 *		
<i>Hydropsyche lobata</i>	PCA-I	quadrática	-1,032 **	5,64 **	0,11
	PCA-II	linear	-0,607 *		
<i>Dero obtusa</i>	PCA-I	linear	0,502 **	18,37 ***	0,31
	PCA-III	linear	1,045 ***		
<i>Baetis pavidus</i>	PCA-I	quadrática	-1,125 ***	9,14 ***	0,17
	PCA-II	linear	-0,747 **		
<i>Tubifex</i> sp.	PCA-II	quadrática	-0,490 **	6,59 **	0,13
	PCA-III	linear	0,578 **		
<i>Limnodrilus</i> sp.	PCA-II	linear	0,565 **	10,81 ***	0,20
	PCA-III	linear	0,859 ***		
Tanypodinae	PCA-II	linear	0,918 ***	11,11 ***	0,28
	PCA-II	quadrática	0,839 ***		
	PCA-III	linear	-0,505 *		
Chironomidae (ninfas)	PCA-I	linear	0,450 **	9,13 ***	0,24
	PCA-III	linear	-0,963 ***		
	PCA-III	quadrática	0,912 *		
<i>Planorbis</i> sp.	PCA-II	linear	0,436 **	9,54 ***	0,31
	PCA-II	quadrática	0,302 *		
	PCA-III	linear	-0,813 ***		
	PCA-III	quadrática	1,084 ***		
<i>Cloeon schoenmundi</i>	PCA-II	linear	0,458 **	10,38 ***	0,19
	PCA-III	linear	-0,601 **		
<i>Cloeon simile</i>	PCA-II	linear	0,729 ***	11,37 ***	0,21
	PCA-II	quadrática	0,366 *		
<i>Ischnura elegans</i>	PCA-II	linear	0,639 ***	7,36 ***	0,25
	PCA-II	quadrática	0,475 **		
	PCA-III	linear	-0,569 **		
	PCA-III	quadrática	0,757 *		
<i>Nemoura fulviceps</i>	PCA-I	linear	-0,422 **	11,77 ***	0,12

* - significativa $p < 0,05$; ** - significativa $p < 0,01$; *** - significativa $p < 0,001$

QUADRO 6.7 - Continuação

Táxones	Variáveis independentes	Relação	Coefficientes de regressão	Regressão valor F	R ²
<i>Chaetogaster</i> sp.	PCA-III	linear	-0,513 **		
	PCA-III	quadrática	0,640 *	5,16 **	0,10
Ceratopogonidae	PCA-I	linear	0,231 *		
	PCA-III	linear	-0,609 ***		
	PCA-III	quadrática	0,799 **	5,87 **	0,16
<i>Isoperla</i> sp.	PCA-I	linear	-0,330 **	8,59 **	0,10
<i>Thraulius bellus</i>	PCA-III	linear	-0,808 ***		
	PCA-III	quadrática	1,310 ***	31,50 ***	0,44
<i>Crocothemis servilia</i>	PCA-II	linear	0,396 ***		
	PCA-II	quadrática	0,316 **		
	PCA-III	linear	-0,593 ***		
	PCA-III	quadrática	0,712 ***	10,00 ***	0,32
<i>Cercion lindeni</i>	PCA-II	linear	0,293 *		
	PCA-III	linear	-0,501 **		
	PCA-III	quadrática	0,595 *	5,39 **	0,14
<i>Eclipidrilus lacustris</i>	PCA-I	linear	-0,457 ***		
	PCA-III	linear	0,421 ***	24,48 ***	0,38
<i>Lymnaea peregra</i>	PCA-II	linear	0,311 ***		
	PCA-II	quadrática	0,281 **	8,96 ***	0,17
<i>Nemoura erratica</i>	PCA-I	linear	-0,250 **	11,28 **	0,12
<i>Piona</i> sp.	PCA-II	quadrática	0,313 ***	14,23 ***	0,15
Dolichopodidae	PCA-III	linear	-0,396 ***		
	PCA-III	quadrática	0,573 ***	12,29 ***	0,22
<i>Ecnomus</i> sp.	PCA-I	linear	0,194 **	11,16 **	0,12
Tipulidae	PCA-III	linear	-0,330 ***		
	PCA-III	quadrática	0,533 ***	13,23 ***	0,24
<i>Lebertia</i> sp.	PCA-II	quadrática	0,259 ***	17,00 ***	0,17
<i>Bithynia tentaculata</i>	PCA-II	quadrática	0,374 ***	11,80 ***	0,12
<i>Chironomus</i> gr. <i>thumni</i>	PCA-I	linear	0,100 *		
	PCA-III	linear	0,190 **	6,15 **	0,12
<i>Sympetrum</i> <i>fonscolombi</i>	PCA-II	linear	0,109 *		
	PCA-III	linear	-0,218 **		
	PCA-III	quadrática	0,264 *	5,48 **	0,15
<i>Valvata</i> sp.	PCA-I	linear	-0,140 ***		
	PCA-I	quadrática	0,190 ***		
	PCA-III	linear	-0,142 **	8,60 ***	0,23
<i>Halipus</i> sp. (ad.)	PCA-II	linear	0,250 ***		
	PCA-II	quadrática	0,218 ***	22,86 ***	0,36
<i>Gerris najas</i>	PCA-III	linear	-2,910 **		
	PCA-III	quadrática	2,850 **	5,67 **	0,13
Araneae	PCA-II	linear	0,194 ***		
	PCA-II	quadrática	0,131 **	10,32 ***	0,19
Isotomidae	PCA-I	linear	-0,123 **		
	PCA-II	quadrática	0,108 *	6,43 **	0,12

* - significativa $p < 0,05$; ** - significativa $p < 0,01$; *** - significativa $p < 0,001$

QUADRO 6.7 - Continuação

Táxones	Variáveis independentes	Relação	Coefficientes de regressão	Regressão valor <i>F</i>	<i>R</i> ²
Ephydriidae	PCA-I	linear	0,069 *		
	PCA-III	linear	-0,268 ***		
	PCA-III	quadrática	0,345 ***	11,30 ***	0,28
<i>Corixa</i> sp.	PCA-I	quadrática	0,122 **		
	PCA-II	quadrática	0,149 ***	25,21 ***	0,38
<i>Ochthebius</i> sp. (ad.)	PCA-II	linear	0,119 **		
	PCA-II	quadrática	0,103 *	5,74 **	0,11
<i>Arrenurus</i> sp.	PCA-II	quadrática	0,085 *		
	PCA-III	linear	-0,172 ***		
	PCA-III	quadrática	0,260 ***	7,99 ***	0,21
<i>Hydrophilus</i> sp. (ad.)	PCA-II	linear	0,117 **		
	PCA-II	quadrática	0,085 *	6,12 **	0,12
Lepidoptera	PCA-I	linear	-0,058 *		
	PCA-II	quadrática	0,088 **		
	PCA-III	linear	-0,086 *	4,75 **	0,13

* - significativa $p < 0,05$; ** - significativa $p < 0,01$; *** - significativa $p < 0,001$

Os táxones que se relacionam com as componentes PCA-II e PCA-III, revelam uma tendência de organização espacial. Deste modo, Simuliidae, *Baetis fuscatus*, *Baetis pavidus*, *Hydropsyche lobata*, *Limnodrilus* sp., *Cloeon schoenmundi*, *Cercion lindeni*, *Sympetrum fonscolombi*, relacionam-se linearmente com a evolução longitudinal de descritores físico-químicos e produtores primários (PCA-II). O sinal negativo, do termo linear, da PCA-II, indica que as abundâncias dos táxones: Simuliidae; *Baetis fuscatus*; *Baetis pavidus*; e *Hydropsyche lobata*, evoluem progressivamente, de forma crescente, para jusante. Facto que se relaciona com uma ocorrência preferencial por locais com corrente mais elevada. Pelo contrário, o sinal positivo do termo linear para os táxones: *Limnodrilus* sp.; *Cloeon schoenmundi*; *Cercion lindeni*; e *Sympetrum fonscolombi*, indica uma evolução crescente no sentido da zona superior do rio, caracterizada por evidenciar um período lântico mais prolongado, no ano.

Os táxones Tanypodinae, *Planorbis* sp., *Cloeon simile*, *Ischnura elegans*, *Crocothemis servilia*, *Lymnaea peregra*, *Halipus* sp. (ad.), Araneae, *Ochthebius* sp. (ad.) e *Hydrophilus* sp. (ad.), desenvolvem uma relação curvilínea, do tipo parabólica, com a PCA-II, apresentando sinal positivo em ambos os termos (linear e quadrático). Facto que sugere uma evolução longitudinal, caracterizada por um decrescimento das abundâncias, da zona superior para a zona intermédia, seguido de um ligeiro aumento, na zona inferior do rio.

Tubifex sp. apresenta uma relação curvilínea com a PCA-II, cujo termo quadrático é positivo, sugerindo maior abundância na zona intermédia. Pelo contrário, o sinal do termo quadrático é negativo para os táxones: *Piona* sp., *Lebertia*, sp. *Bithynia tentaculata*, Isotomidae, *Arrenurus* sp., Lepidoptera e *Corixa* sp., facto que indica

exactamente o contrário, ou seja, menor abundância na zona intermédia, relativamente à zona superior e à zona inferior do rio.

A terceira componente apresenta um significado espacial, diferenciando a zona a montante da albufeira do Monte Novo. Às estações de cabeceira opõem-se as estações da zona intermédia e inferior, apresentando os maiores vectores próprios negativos a estação 5, localizada imediatamente a jusante da barragem do Monte Novo (Figura 5.29). Consequentemente, os táxones: *Plea leachi*, Simuliidae, Orthocladinae, Chironominae, *Baetis fuscatus*, Tanypodinae, *Cloeon schoenmundi*, *Valvata* sp. e Lepidoptera, relacionados linearmente, no sentido negativo, com aquela componente, evidenciam uma tendência de maior ocorrência nas duas zonas inferiores do rio. Em sentido contrário, ou seja, aqueles táxones que relacionados linearmente mas no sentido positivo com a PCA-III, demonstram maior abundância na zona superior do rio (*Dero obtusa*, *Tubifex* sp., *Limnodrilus* sp., *Eclipidrilus lacustris*, *Chironomus* gr. *thummi*).

Alguns táxones desenvolvem uma relação parabólica, com a terceira componente, representada por curvas do mesmo tipo (sinal negativo no termo linear e sinal positivo no termo quadrático). As curvas parecem sugerir uma maior abundância na estação 5 (representada na Figura 5.29 pelos vectores próprios mais negativos), seguida de um acentuado decrescimento nas estações das zonas intermédia e inferior (vectores próprios centrais, com pouca contribuição para a explicação da terceira componente -Figura 5.29), posteriormente recuando para níveis de abundância ligeiramente superiores e que correspondem aos verificados nas estações da zona de cabeceira. De facto, os táxones que descrevem semelhante curva (*Caenis luctuosa*, Chironomidae (nf.), *Planorbis* sp., *Ischnura elegans*, *Chaetogaster* sp., Ceratopogonidae, *Thraulius bellus*, *Crocothemis servilia*, *Cercion lindeni*, Dolichopodidae, Tipulidae, *Sympetrum fonscolombi*, *Gerris najas*, Ephydriidae, *Arrenurus* sp.) são normalmente referidos como muito plásticas e amplamente distribuídas (ELLIOT & MANN, 1979; NOVOTNY, 1985; BASS, 1986a), sendo frequentes na estação 5, caracterizada por evidenciar condições lénticas permanentes ao longo do ano.

No Quadro 6.7, verifica-se que alguns táxones se relacionam simultaneamente com as componentes II e III (organização espacial do rio Degebe), evidenciando estas, sinais de variação opostos, nomeadamente: *Tubifex* sp.; *Cercion lindeni*; *Sympetrum fonscolombi*; *Arrenurus* sp.; Lepidoptera; *Crocothemis servilia*; *Planorbis* sp.; *Ischnura elegans*; Tanypodinae. Como foi referido, a segunda componente reflecte a evolução espacial de descritores físico-químicos e produtores primários que evoluem, de montante para jusante, segundo um gradiente longitudinal. A terceira componente separa apenas a zona a montante da albufeira do Monte Novo. Na terceira componente, às estações de cabeceira opõe-se a estação 5, localizada imediatamente a seguir à barragem do Monte Novo. Na segunda componente (Figura 5.29), a mesma estação, amostrada em diferentes épocas do ano, coloca-se do mesmo lado que as estações situadas na zona superior do rio. A oposição que se gera na terceira componente, entre a estação 5 e as estações localizadas preferencialmente na zona a montante da albufeira do Monte Novo, será provavelmente a causa da mudança de sinal, quando as mesmas duas componentes surgem como variáveis independentes em equações de regressão estabelecidas para táxones abundantes na referida estação de amostragem.

6.1.4 Ordenação parcial da comunidade

A análise de classificação TWINSpan, aplicada à matriz global de dados, separou, no primeiro nível de divisão, as estações de amostragem, com base nas suas características hidrológicas: presença de corrente "versus" ausência de corrente. De modo semelhante, o primeiro eixo da Análise Factorial de Correspondências aplicada à mesma matriz, opôs as estações que evidenciaram caudal às que foram amostradas em situação ambiental com características lênticas. Por este motivo, efectuou-se uma análise parcial da comunidade, permitindo-se verificar quais as tendências ordenativas em cada uma das situações hidrológicas.

QUADRO 6.8 - Coeficientes de correlação de Spearman entre os três primeiros eixos da Análise Factorial de Correspondências aplicada aos macroinvertebrados, capturados em estações com caudal, e descritores físico-químicos, produtores primários e diversidade taxonómica

	AFC - I	AFC - II	AFC - III
OD (mg/l)	0,566 ***	0,044	-0,054
Temperatura (°C)	0,755 ***	-0,257	-0,045
pH	0,306 *	-0,205	0,234
Velocidade da corrente (m/s)	-0,113	-0,162	-0,170
Sólidos totais em suspensão (mg/l)	0,328 *	0,144	0,140
MOP (mg/l)	0,347 *	-0,361 *	0,111
cl ₂ água (mg/m ³)	0,248	-0,249	0,166
Feopigmentos água (mg/m ³)	0,142	-0,182	-0,013
ID água	-0,363 *	-0,252	-0,012
cl ₂ substrato (mg/m ³)	0,251	-0,222	0,569 ***
Feopigmentos substr. (mg/m ³)	0,060	-0,283	0,705 ***
ID substrato	0,248	0,135	-0,023
<i>Typha angustifolia</i> (g/m ²)	-0,091	-0,209	0,190
<i>Juncus bufonius</i> (g/m ²)	-0,395 **	0,381 **	-0,156
<i>Scirpus lacustris</i> (g/m ²)	0,610 ***	-0,349 *	0,221
<i>Cyperus longus</i> (g/m ²)	0,761 ***	-0,101	-0,013
<i>Ranunculus peltatus</i> (g/m ²)	-0,022	-0,274	0,517 ***
<i>Paspalum paspalodes</i> (g/m ²)	0,402 **	0,065	0,146
macroalgas filament. (g/m ²)	-0,077	0,223	0,321 *
H' (bits)	0,309 *	-0,582 ***	0,396 **

probabilidade da correlação: * $p < 0,05$; ** $p < 0,01$; *** $p < 0,001$

Presença de caudal

A matriz utilizada na análise da comunidade, para as estações com caudal, consiste numa matriz condensada de 86 táxones por 48 estações de amostragem.

O resultado da Análise Factorial de Correspondências, para os três primeiros eixos, evidenciou valores próprios de 0,174, 0,130 e 0,116, respectivamente, a que corresponde uma variância acumulada de 29,31%.

No Quadro 6.8 apresentam-se os coeficientes de correlação não paramétrica de Spearman entre os três primeiros eixos e os descritores físico-químicos, produtores primários e diversidade taxonómica (Índice de diversidade Shannon-Wiener) e nas Figuras 6.5 e 6.6 podem-se observar o resultado da ordenação (táxones e estações de amostragem), respectivamente, para o primeiro e segundo, e para o primeiro e terceiro eixos factoriais.

Primeiro eixo factorial: significado temporal e espacial

O primeiro eixo factorial (12,15% de variância) apresenta, simultaneamente, um significado temporal e espacial. Está correlacionado no sentido positivo com os descritores que foram mais elevados em época primaveril. As únicas correlações negativas referem-se a *Juncus bufonius* L., uma espécie que apenas surge em zona de água durante o Inverno quando o nível da água é mais elevado, e ao índice de diversidade pigmentar da água, descritor que apresentou os valores mais elevados nos meses de Inverno (cf. Capítulo 5). Consequentemente, o eixo coloca, na parte negativa, as estações amostradas durante o período de Inverno, localizando do lado oposto aquelas que foram efectuadas na Primavera (Junho de 1989 e Maio de 1990).

As estações pertencentes à zona de cabeceira apenas apresentaram caudal em período invernal, sendo nessas estações, comparativamente com as estações consideradas, que os valores de oxigénio dissolvido, de temperatura da água, de pH, de diversidade taxonómica e de biomassa de macrófitos foram mais reduzidos (correlações positivas com o primeiro eixo). Por este motivo, as estações de cabeceira colocam-se no polo negativo do eixo, evidenciando vectores próprios, negativos, mais elevados que estações amostradas em período invernal na zona intermédia e na zona inferior, e em oposição a estações amostradas nas mesmas duas zonas tipológicas, na Primavera. Como resultado desta ordenação, o primeiro eixo factorial adquire, também, um significado espacial.

A ordenação dos táxones completa a informação obtida, dispondo os táxones de acordo com a sua maior abundância relativa nas estações de amostragem. Deste modo, com vectores próprios negativos incluem-se os táxones: *Nemoura erratica*; *Nemoura fulviceps*; *Corynoneurinae*; *Tyrrhenoleuctra* sp.; *Eclipidrilus lacustris*; *Lumbriculus variegatus*; *Isoperla* sp.; entre os mais representativos das estações de cabeceira (estações 2, 3 e 4), durante o Inverno (Figuras 6.5 e 6.6). Com vectores próprios positivos agrupa-se um maior número de táxones, que correspondem aos mais abundantes nas estações amostradas na Primavera, nos dois troços inferiores do rio (*Choroterpes picteti*, *Gerris najas*, *Ecnomus* sp., *Branchiura sowerby*, *Noterus* sp. (ad.), *Hydropsyche exocellata*, *Laccophilus* sp. (lv.), Araneae, *Hydropsyche* sp., Empididae, entre outros -Figuras 6.5 e 6.6).

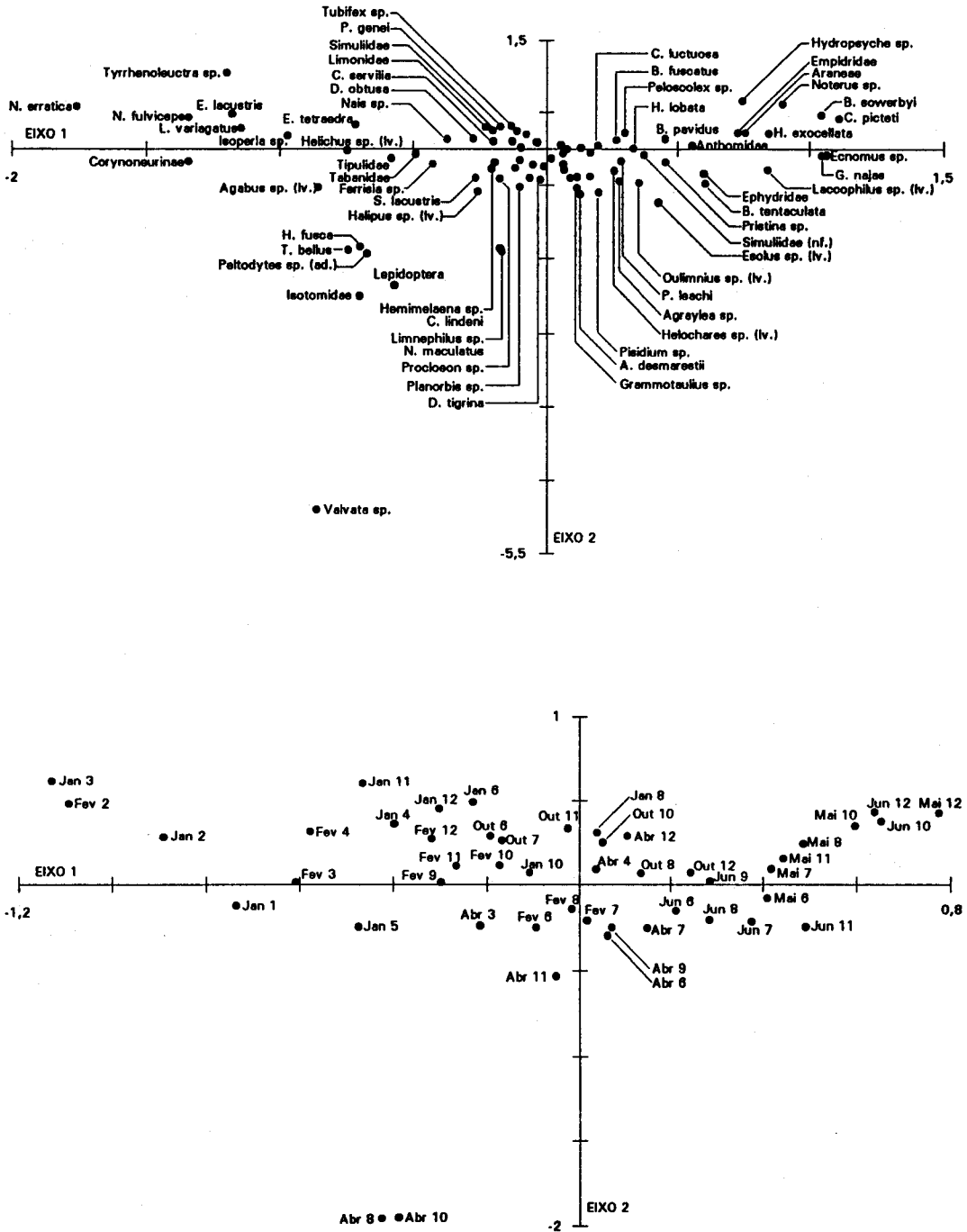


FIGURA 6.5 - Ordenação parcial da comunidade de macroinvertebrados, capturados em estações com caudal, e ordenação das respectivas estações de amostragem. Plano definido pelo primeiro e segundo eixos factoriais.

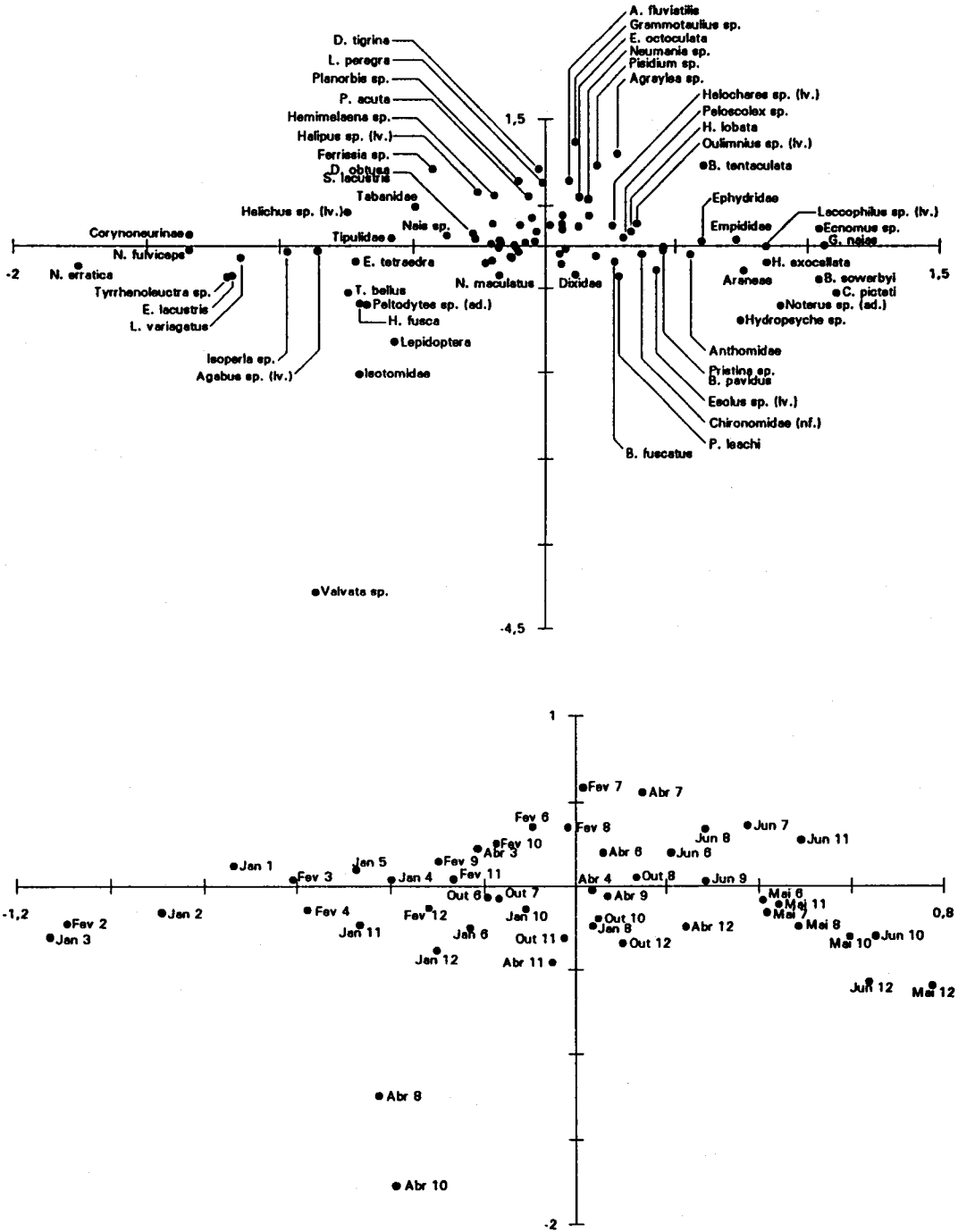


FIGURA 6.6 - Ordenação parcial da comunidade de macroinvertebrados, capturados em estações com caudal, e ordenação das respectivas estações de amostragem. Plano definido pelo primeiro e terceiro eixos factoriais.

Segundo eixo factorial: descontinuidade temporal

O segundo eixo factorial (9,08% de variância) diferencia, fundamentalmente, as três estações onde em Abril de 1989 foi amostrada uma enxurrada, colocando no polo negativo, com valores extremos ("outliers") as estações 8 e 10. Refira-se que as três estações de amostragem contribuem com 52,5% para a explicação do eixo.

Os táxones que melhor resistiram à enxurrada estão perfeitamente identificados no plano definido pelo primeiro e segundo eixos factoriais (Figura 6.6). Destacam-se: *Valvata cf. cristata*; *Isotomidae.*; Lepidoptera; *Limnephilus sp.*; *Thraulius bellus*; *Habrophlebia fusca*. Táxones referenciados, sobretudo, para sistemas lênticos e zonas remansadas. Como refere ROSILLON (1989), os organismos que habitam locais de corrente elevada desenvolvem mecanismos de adaptação (e.p. *Hydropsyche sp.*), resistindo ao aumento da velocidade de corrente até um certo limite, a partir do qual são arrastados sem possibilidade de refúgio. Consequentemente, segundo ROSILLON (1989), pode-se sugerir que espécies adaptadas a biótopos lóticos com velocidade de corrente elevada evidenciam reduzida resistência a enxurradas, sendo aquela mais relevante em organismos que não estando adaptados a intensidades de corrente elevadas desenvolvem, imediatamente após o início da enxurrada, mecanismos de dispersão e refúgio.

O segundo eixo factorial, apresenta correlações negativas com a diversidade taxonómica, com a matéria orgânica particulada e com a biomassa de *Scirpus lacustris* L., e uma única positiva, com *Juncus bufonius* L. Embora menos evidente que no primeiro eixo, as correlações encontradas evidenciam uma evolução temporal. Deste modo, no lado negativo, para além das estações 8, 10 e 11 amostradas durante a enxurrada de Abril, colocam-se, também, estações da zona intermédia, amostradas na Primavera; evidenciaram maior diversidade taxonómica, maior biomassa de *Scirpus lacustris* L. e concentrações mais elevadas de MOP. No lado oposto do eixo, localizam-se as estações, amostradas em Maio, que evidenciaram elevadas abundâncias relativas de *Hydropsyche sp.*, *Noterus sp.*, *Branchiura sowerbyi*, *Hydrophylus sp.* (ad.), *Choroterpes picteti*, *Hydropsyche exocellata*, *Baetis pavidus*; conjuntamente com as estações referentes ao período Outono/Inverno (Outubro 1990, Fevereiro 1989 e Janeiro 1990), caracterizadas taxonomicamente pela presença de *Tyrrhenoleuctra sp.*, *Nemoura erratica*, *Nemoura fulviceps*, *Eclipidrilus lacustris*, *Isoperla sp.*

Terceiro eixo factorial: descontinuidade temporal

Em certa medida, o terceiro eixo factorial (8,08% de variância) apresenta um significado próximo do segundo eixo. Ou seja, o eixo diferencia, também, as estações 8, 10 e 11 amostradas durante a enxurrada de Abril, com uma contribuição conjunta de 36,10% para a explicação do eixo. Contudo, diferentemente do segundo eixo, a ordenação resultante para o terceiro eixo factorial coloca, no lado negativo, conjuntamente com as estações amostradas durante a enxurrada, as estações referentes ao mês de Maio e ao período Outono/Inverno (Outubro 1990, Fevereiro 1989 e Janeiro 1990). No lado oposto, dispõem-se as estações da zona intermédia que foram amostradas na Primavera; apresentam maior diversidade taxonómica e caracterizam-se

por evidenciarem concentrações de clorofila *a* e de feopigmentos do substrato mais elevadas, assim como maiores biomassas de *Ranunculus peltatus* Schrank e de algas filamentosas (correlações positivas e significativas com o terceiro eixo -Quadro 6.9). Taxonómicamente estas estações caracterizam-se por apresentar um elevado número de táxones, dos quais, com os vectores próprios mais elevados, se podem referir: *Grammotaulius* sp.; *Agraylea* sp.; *Pisidium* sp.; *Bithynia tentaculata*; *Dugesia tigrina*; *Ferrissia* sp.; *Ancylus fluviatilis*; *Planorbis* sp.; *Lymnaea peregra*; *Halipus* sp. (lv.); *Hemimelaena* sp.; *Physa acuta*; *Lebertia* sp.; *Neumania* sp.

Sucessão longitudinal. Detecção de gradientes

Explorando o significado espacial do primeiro eixo, verificou-se a existência de gradientes longitudinais. No Quadro 6.9 podem-se observar os resultados das regressões, analisadas, individualmente, para cada época do ano em estações com caudal; na Figura 6.7 apresentam-se as respectivas evoluções longitudinais. Os vectores próprios de cada estação no primeiro eixo (variável dependente), representam a posição ecológica relativa aos dois extremos do gradiente ambiental, estruturada em função da distância geográfica à nascente (variável independente).

QUADRO 6.9 - Padrões espaciais da estrutura taxonómica para diferentes épocas do ano, em estações com caudal. Alteração na composição taxonómica da comunidade (y : 1º eixo da Análise Factorial de Correspondências) em função da distância geográfica à nascente (x).

	equação de regressão	r^2	df	valor F
Fevereiro 1989	$y = -1,908 + 0,429 \lg_e x$	0,57	8	10,56 *
Junho 1989	$y = -0,124 + 0,0098 x$	0,65	5	9,27 *
Janeiro 1990	$y = -1,742 + 0,369 \lg_e x$	0,51	8	8,16 *
Mai 1990	$y = 0,111 + 0,0075 x$	0,70	4	9,48 *

* - significativa $p < 0,05$;

No mês de Fevereiro de 1989, a estrutura da comunidade de macroinvertebrados traduz a existência de um gradiente curvilíneo que se estabelece de montante para jusante. Aos táxones que apenas surgem em época invernal, e que ocorrem preferencialmente na zona a montante da albufeira do Monte Novo (*Nemoura erratica*, *Nemoura fulviceps*, *Tyrrhenoleuctra* sp., *Eclipidrilus lacustris*, *Isoperla* sp.), sucedem-se outros, tais como larvas da família Simuliidae, que evidenciam maior abundância relativa a jusante (Figura 6.5).

Em Abril, a estrutura da comunidade é, sobretudo, definida pelos táxones que se colocam na zona central do primeiro eixo. Aos táxones associados a menores velocidades de corrente, na zona superior e na zona intermédia (*Ophidonais serpentina*, *Nais* sp., *Stylaria lacustris*) sucedem-se outros, que no rio Degebe foram mais frequentes na zona inferior, caracterizada por apresentar maior velocidade de corrente

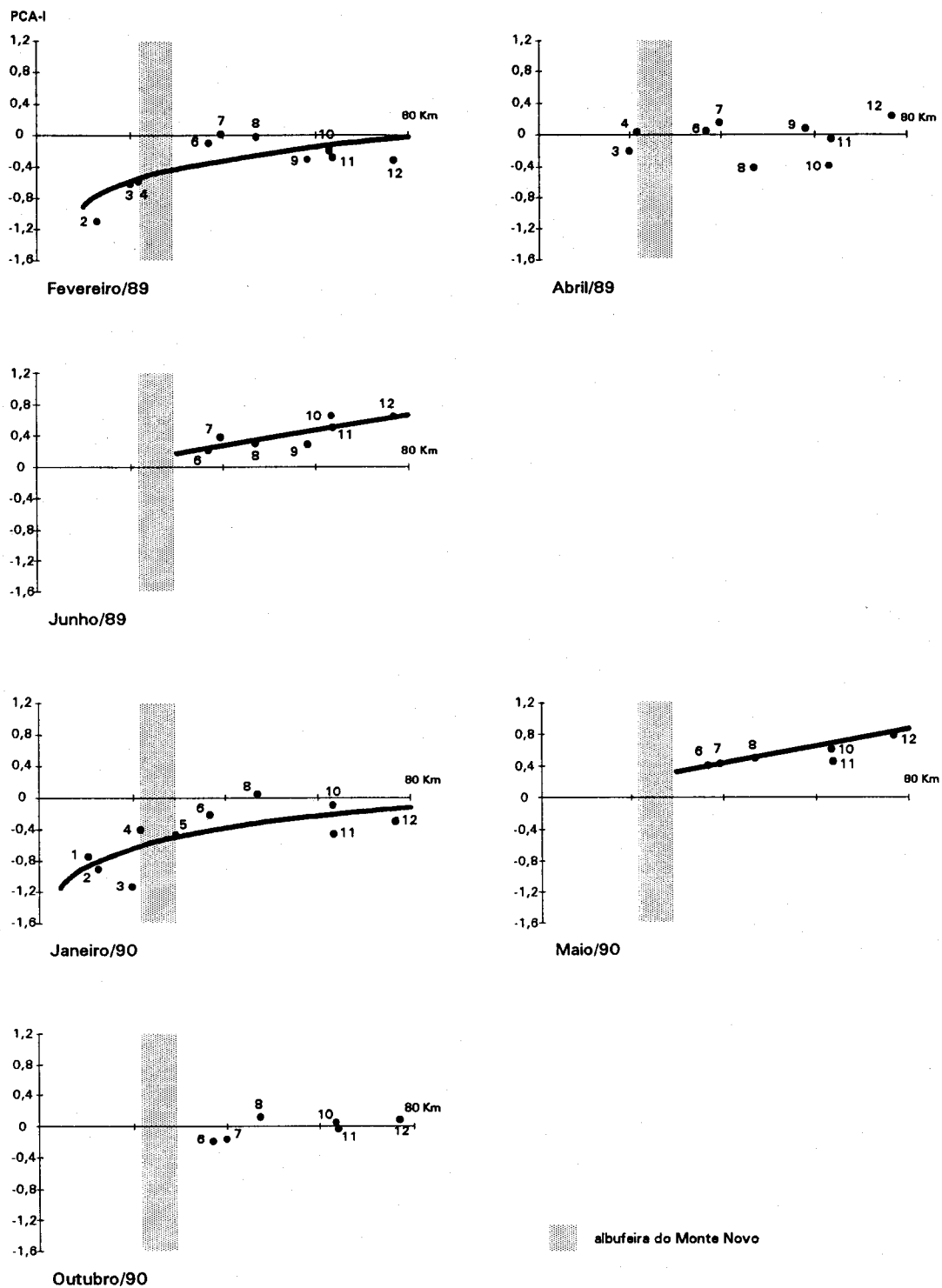


FIGURA 6.7 - Padrões espaciais da estrutura taxonómica para diferentes épocas do ano, em estações de amostragem com caudal. Relação entre os vectores próprios no primeiro eixo factorial e a distância geográfica à nascente

(*Baetis fuscatus*). Por este motivo, a ordenação em modo C, para o mês de Abril, colocou as estações de amostragem numa zona central (vectores próprios variando entre -0,426 e 0,243, respectivamente para as estações 8 e 12), não surgindo definido um gradiente longitudinal.

No mês de Junho, apenas evidenciaram caudal as estações situadas a jusante da estação 5. A estrutura da comunidade é definida pelos táxones situados na parte positiva do primeiro eixo (Figura 6.5). O gradiente estabelece-se, fundamentalmente, devido a um aumento de *Baetis fuscatus*, *Baetis pavidus* e *Hydropsyche exocellata* para jusante, e à maior ocorrência de larvas de *Hydropsyche* sp. na estação 12, situada próximo da desembocadura do rio Degebe.

Em Janeiro de 1990 foi registado caudal ao longo de todo o rio. As estações de amostragem colocam-se no lado negativo do primeiro eixo, estabelecendo-se a comunidade ao longo de um gradiente longitudinal com características semelhante ao verificado no ano anterior, durante o mês de Fevereiro (veja-se a ordenação das estações, no primeiro eixo, para as referidas épocas de amostragem -Figura 6.5).

Como no mês de Junho de 1989, em Maio do ano seguinte apenas foi registada corrente nas estações situadas a jusante da estação 5. A comunidade de macroinvertebrados, caracterizou-se, contudo, por um elevado número de táxones comuns nas quatro estações (colocados pela ordenação no polo positivo do primeiro eixo -Figura 6.5). Evidenciam-se: *Baetis fuscatus*; *Baetis pavidus*; *Caenis luctuosa*; *Plecoptera leach*; *Hydropsyche lobata* e *Hydropsyche exocellata*. Consequentemente, a jusante da barragem, descreve-se uma comunidade tendencialmente homogénea, com reduzida variabilidade espacial, mas que evolui segundo um gradiente longitudinal linear.

Em Outubro de 1990 a corrente apenas é evidente a jusante da estação 5. Como no mês de Abril do ano anterior, a estrutura da comunidade é definida pelos táxones que se dispõem numa zona central do eixo (vectores próprios variando entre -0,193 e 0,134, respectivamente nas estações 6 e 8), não se verificando, para a ordenação que resultou definida no primeiro eixo, uma sucessão de táxones segundo um gradiente longitudinal (Figura 6.7).

Ausência de caudal

Utilizou-se uma matriz condensada com 77 táxones por 31 estações de amostragem. Incluem-se as estações referentes à época estival, sem corrente, e os locais que ao longo do ano evidenciaram características lênticas (estação 1 e estação 5).

O resultado da Análise Factorial de Correspondências, para os três primeiros eixos, apresentou valores próprios de 0,355, 0,203 e 0,186, respectivamente, a que corresponde uma variância acumulada de 36,78%.

No Quadro 6.10 apresentam-se os coeficientes de correlação não paramétrica de Spearman entre os três primeiros eixos e os descritores físico-químicos, produtores primários e diversidade taxonómica (índice de diversidade Shannon-Wiener); e nas Figuras 6.8 e 6.9 podem-se observar o resultado da ordenação (táxones e estações de amostragem), respectivamente, para o primeiro e segundo, e para o primeiro e terceiro

eixos factoriais. Ambos os eixos apresentam significados espaciais, diferenciando-se grupos de estações pelas afinidades taxonómicas.

QUADRO 6.10 - Coeficientes de correlação de Spearman entre os três primeiros eixos da Análise Factorial de Correspondências aplicada aos macroinvertebrados, em estações sem caudal, e descritores físico-químicos, produtores primários e diversidade taxonómica

	FCA - I	FCA - II	FCA - III
OD (mg/l)	0,438 *	0,356	-0,374 *
Tempertura (°C)	0,001	0,630 ***	-0,396 *
pH	0,384 *	0,378 *	-0,525 **
Sólidos totais em suspensão (mg/l)	-0,440 *	0,445 *	-0,276
MOP (mg/l)	-0,603 **	0,101	-0,144
cl _a água (mg/m ³)	-0,518 **	0,394 *	-0,503 **
feopigmentos água (mg/m ³)	-0,233	0,424 *	-0,299
ID água	0,319	0,033	-0,119
cl _a substrato (mg/m ²)	-0,206	0,014	0,076
feopigmentos substr. (mg/m ²)	-0,528 **	0,049	-0,245
ID substrato	-0,081	0,444 *	-0,296
<i>Typha angustifolia</i> (g/m ²)	0,186	0,015	0,244
<i>Scirpus lacustris</i> (g/m ²)	0,329	0,105	0,354
<i>Cyperus longus</i> (g/m ²)	0,212	0,381 *	-0,268
<i>Ranunculus peltatus</i> (g/m ²)	0,454*	-0,045	-0,047
<i>Paspalum paspalodes</i> (g/m ²)	0,063	0,242	0,203
macroalgas filament. (g/m ²)	0,612 ***	-0,218	0,441 *
H' (bits)	0,488 **	-0,446 *	0,359 *

probabilidade da correlação: * $p < 0,05$; ** $p < 0,01$; *** $p < 0,001$

Primeiro eixo factorial: significado espacial

O primeiro eixo factorial (17,55% de variância) separa, fundamentalmente, na parte negativa, as estações amostradas na zona a montante da albufeira do Monte Novo, sem, no entanto, incluir a estação 1, situada na cabeceira do rio, e colocada, pela ordenação, na zona central (amostragens de Junho 1989 e de Maio e de Outubro 1990) e no lado positivo do eixo (amostragens de Fevereiro e Abril de 1990). A estação 1 apresenta, tendencialmente, características taxonómicas semelhantes, ou mais semelhantes, à estação 5. Ambas as estações representam incios de troços do rio com características lênticas: zona de cabeceira (estação 1) e reinício do rio, após retenção de água pela albufeira (estação 5). Numa zona central, com pouca contribuição para o eixo, para além da estação 1 referente ao mês de Junho de 1989 e aos meses de Maio e de Outubro de 1990, situam-se as estações amostradas na zona intermédia e na zona inferior do rio, durante o mês de Agosto, época em que o rio apresentou características lênticas ao longo de todo o seu percurso.

Nas Figuras 6.8 e 6.9 podem-se observar a ordenação dos táxones para o primeiro eixo factorial, e identificar os táxones por estações de amostragem. Deste modo, as estações 2, 3 e 4, na zona de cabeceira, caracterizam-se pela maior abundância de táxones pertencentes, sobretudo, ao grupo Oligochaeta. As restantes estações parecem evidenciar maior diversidade taxonómica, o que é confirmado pela correlação positiva, do eixo, com a diversidade taxonómica.

As correlações negativas do referido eixo com os descritores físico-químicos e produtores primários caracterizam, fundamentalmente, as estações 2, 3 e 4, relativamente à estação 1 e aos locais a jusante, preferencialmente caracterizados por apresentarem valores mais elevados de oxigénio dissolvido, de pH e de diversidade taxonómica, e biomassas de *Ranunculus peltatus* Schrank e de algas filamentosas superiores (correlações positivas).

Segundo eixo factorial: significado espacial

Da ordenação dos táxones no plano definido pelos dois primeiros eixos (27,58% de explicação acumulada -Figura 6.8), verifica-se um reduzido número de táxones na parte negativa do primeiro eixo, referentes às estações situadas a montante da albufeira do Monte novo. A maioria dos táxones estão ordenados a partir do centro (0,0) ao longo do segundo eixo, onde se evidencia, na parte positiva, os táxones que no conjunto dos inventários apresentaram maior abundância relativa nas estações amostradas na zona intermédia e na zona inferior, do rio, durante o mês de Agosto (*Ecnomus* sp., *Corixa* sp., *Hydroporus* sp. (ad.), *Neumania* sp., *Hygrobia* sp. (ad.), *Velia* sp., *Hydrophilus* sp. (ad.), *Dytiscus* sp. (ad.), *Helocharus* sp. (larva), *Choroaterpes picteti*, *Plea leachi*, *Paragomphus genei*, *Oulimnius* sp. (ad.)). No polo negativo do mesmo eixo, localizam-se os táxones que ocorreram com maior abundância relativa nas estações 1 e 5, durante Fevereiro e Abril de 1989, (lado positivo do primeiro eixo, no plano definido pelo primeiro e segundo eixos factoriais -Figura 6.8); e os táxones característicos das estações situadas a montante da albufeira do Monte Novo (lado negativo do primeiro eixo, no plano definido pelo primeiro e segundo eixos factoriais - Figura 6.8). O segundo eixo factorial correlaciona-se positivamente com descritores que evidenciaram superioridade relativa nas estações amostradas nas zonas intermédia e inferior durante o mês de Agosto. Negativamente o eixo correlaciona-se com a diversidade taxonómica devido, sobretudo, aos valores relativamente mais elevados de diversidade verificados nas estações 1 e 5 nos meses de Fevereiro e Abril de 1989, que se opõem às baixas diversidades taxonómicas verificadas no mês de Agosto (cf. ANEXO I).

Terceiro eixo factorial: significado espacial

O terceiro eixo factorial (9,20% de variância), diferencia, fundamentalmente, a estação 1 amostrada em Junho. A estação 1 aparece destacada, evidenciando uma contribuição absoluta para o eixo de 75,40%. Na ordenação dos táxones verifica-se que *Hydroporus* sp. (ad.), *Hydrophilus* sp. (ad.), *Halipus* sp. (ad.) e *Corixa* sp. se colocam no polo positivo, contribuindo conjuntamente para a diferenciação daquela estação.

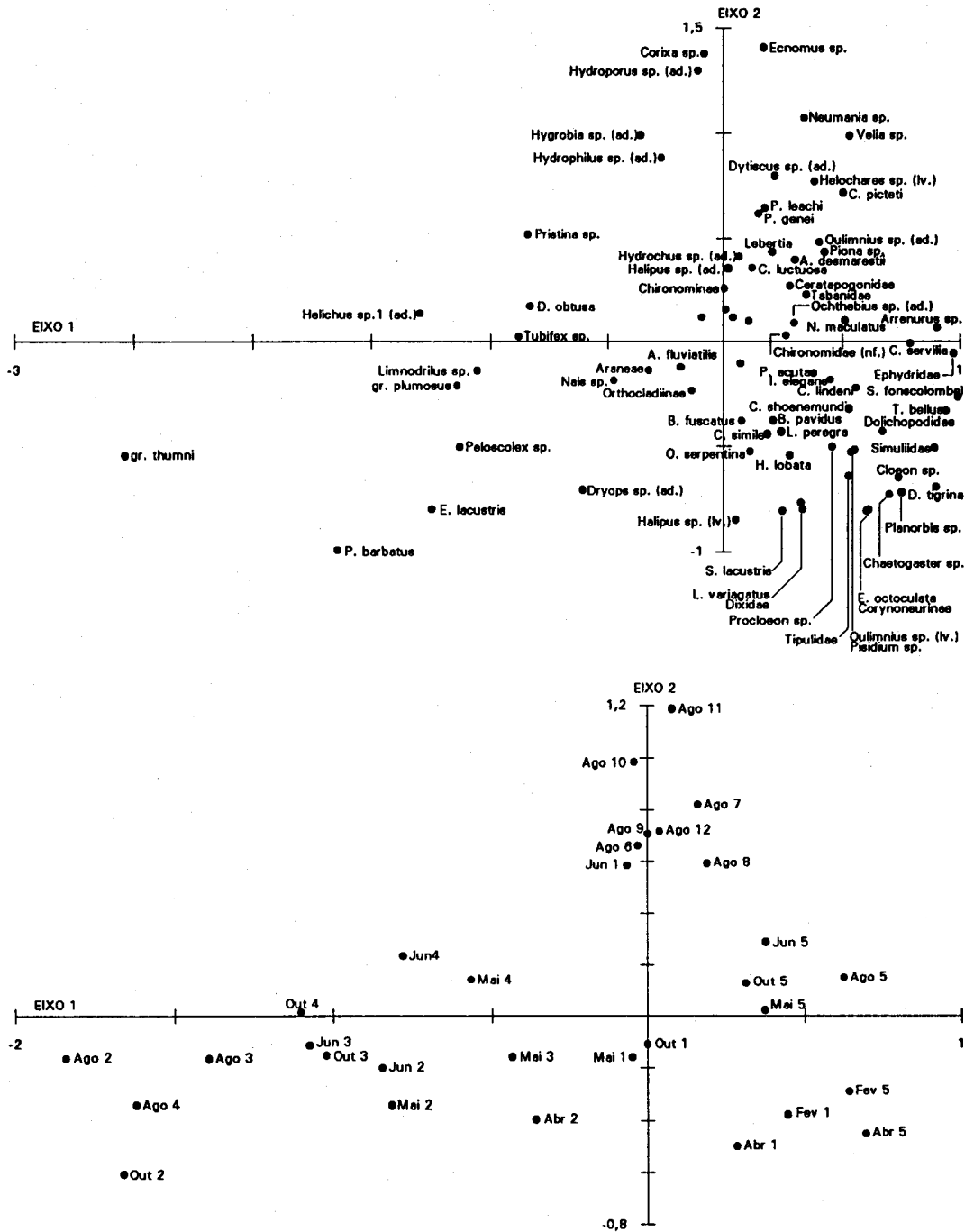


FIGURA 6.8 - Ordenação parcial da comunidade de macroinvertebrados, capturados em estações sem caudal, e ordenação das respectivas estações de amostragem. Plano definido pelo primeiro e segundo eixos factoriais.

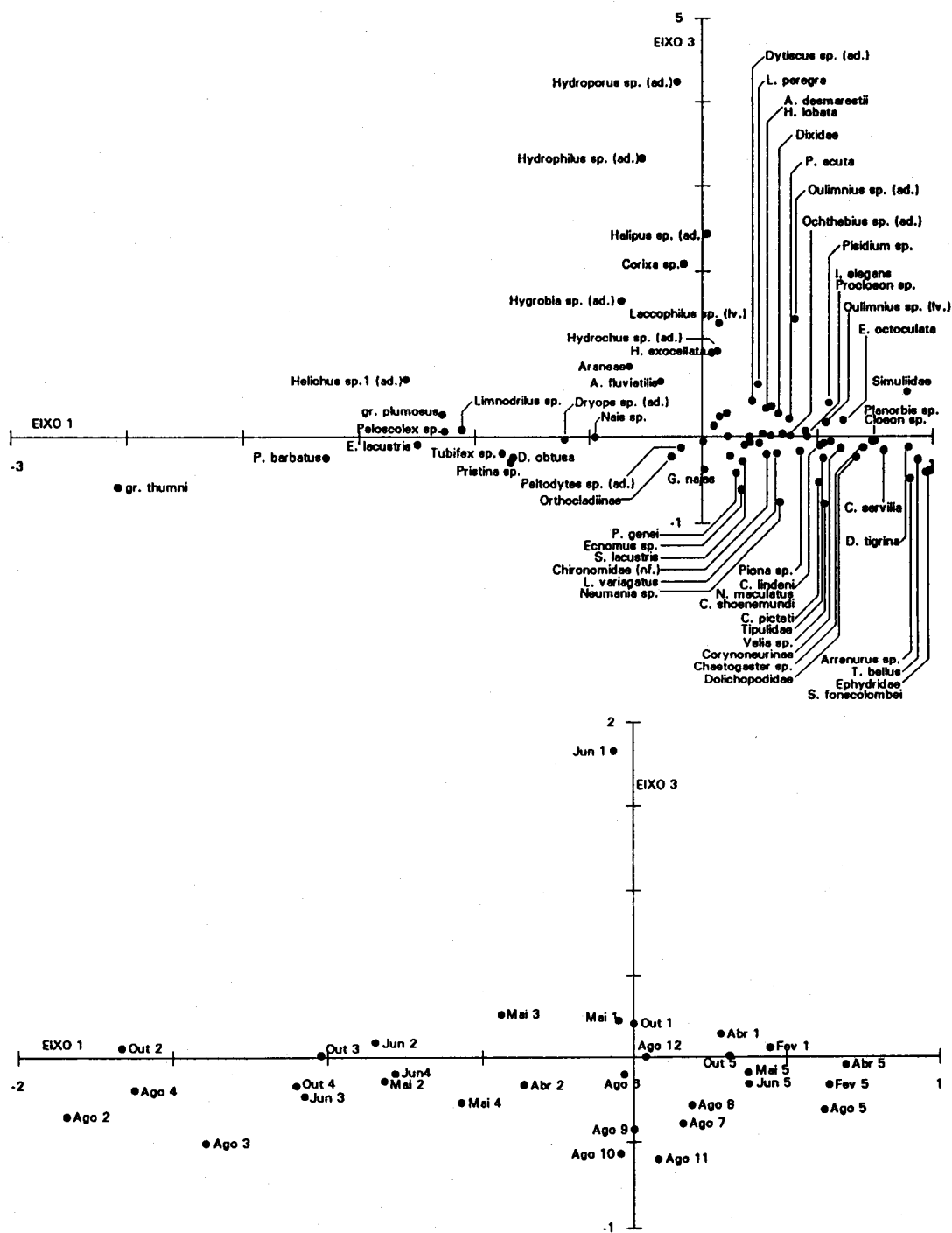


FIGURA 6.9 - Ordenação parcial da comunidade de macroinvertebrados, capturados em estações sem caudal, e ordenação das respectivas estações de amostragem. Plano definido pelo primeiro e terceiro eixos factoriais.

O eixo correlaciona-se negativamente com descritores que atingiram valores mais elevados nas amostragens efectuadas no mês de Agosto e que, na ordenação, se colocam no polo negativo do eixo. As correlações positivas do eixo, com a biomassa de algas filamentosas e com a diversidade taxonómica, devem-se aos valores relativamente mais elevados registados na estação 1, nos meses de Fevereiro, Abril e Junho de 1989 e Maio e Outubro do ano seguinte, assim como aos obtidos em Maio de 1990 nas estações 1 e 3, e em Junho de 1989 na estação 2.

6.2 Diversidade e estrutura da comunidade

6.2.1 Enquadramento teórico

Desde que o foi expresso por WILLIAMS (FISHER *et al.*, 1943), o conceito de diversidade tem constituído um dos principais assuntos abordados nas teorias ecológicas. O seu significado conceptual tem evoluído, desde a simples consideração de riqueza específica (FISHER *et al.*, 1943; MARGALEF, 1958), até à combinação de riqueza e equitabilidade (Índice de SHANNON & WIENER, Índice de SIMPSON, Índice de PIELOU, entre outros), usualmente considerada na actualidade como Índice de diversidade. HURLBERT (1971) chega no entanto a afirmar que "diversidade" poderá ser um "não conceito", devido aos inúmeros conceitos semânticos e problemas técnicos a ela associados.

Os padrões de diversidade, incluindo riqueza específica e equitabilidade, têm sido analisados em dois contextos distintos: como manifestação de fenómenos de radiação adaptativa em situação de alteração ambiental reduzida mas previsível, ou seja, uma fauna particular é consequência de padrões biogeográficos e da selecção natural ao longo de um determinado período de tempo (ILLIES, 1969 *in* STANFORD & WARD, 1983; OUTRIDGE, 1987); noutro contexto, a aceção de que, dentro de limites normais de variabilidade, a instabilidade ambiental favorece a diversidade das espécies integra a hipótese de que as perturbações imprevisíveis, alterando as condições ambientais, podem ser responsáveis por padrões de diversidade (CONNELL, 1978; HUSTON, 1979; STANFORD & WARD, 1983; WARD & STANFORD, 1983b; REICE, 1985; REICE *et al.*, 1990).

A compreensão dos mecanismos que controlam a dinâmica de colonização dos macroinvertebrados lóticos é extremamente importante no estudo da estrutura da comunidade bentónica. Recentemente, estudos de colonização a nível local de resolução realçam a importância dos factores bióticos (e.g. PECKARSKY, 1979; PECKARSKY & DODSON, 1980; GREGORY, 1983; HART, 1983; PECKARSKY, 1983; MCAULIFFE, 1983, 1984; DIAMOND, 1986;) ou abióticos (e.g. WARD & STANFORD, 1983b; REICE, 1985; ROBINSON & MINSHALL, 1986; STATZNER, 1987), sugerindo-se, por vezes, a supremacia de uns em relação aos outros. MINSHALL & PETERSEN (1985) argumentam que durante a colonização de pedras -"ilhas oceânicas"- (*sensus* MACARTHUR & WILSON, 1967), os factores abióticos são mais importantes nos primeiros estados de desenvolvimento da comunidade, enquanto que os processos de interacção biótica surgem em fase posterior, durante condições de equilíbrio dinâmico das espécies.

PECKARSKY (1983) refere que condições ambientais críticas limitam a importância das interações bióticas no controle da estrutura da comunidade. Sugere que os sistemas lóticos se podem caracterizar segundo a sua localização ao longo de um gradiente de condições ambientais físicas. Os rios com condições ambientais críticas, num dos extremos do gradiente, caracterizam-se por apresentar flutuações diárias ou sazonais muito elevadas de parâmetros ambientais, como sejam a velocidade de corrente, a profundidade, e a temperatura. À medida que as condições ambientais se tornam menos agressivas, a importância das interações bióticas aumenta, e a predação e a competição determinam a distribuição das espécies e a composição da comunidade. Modelo similar foi utilizado por HEMPHILL & COOPER (1983) para explicar a influência de uma enxurrada na interação de *Hydropsyche oslari* (Trichoptera) e *Simulium virgatum* (Diptera), num rio de montanha na Califórnia. Outro exemplo foi dado por MCAULIFFE (1984), que demonstrou a eliminação de *Leucotrichia pictipes* (Trichoptera) durante uma enxurrada, resultando uma maior equitabilidade na distribuição das espécies. Estes autores referem, no entanto, a importância das interações bióticas no controle da estrutura das comunidades. Pelo contrário, REICE (1985) argumenta que perturbações regulares, em rios de planície, mantêm a comunidade de macroinvertebrados em permanente estado de não equilíbrio, com riquezas específicas elevadas, não atribuindo significado real a fenómenos de interação competitiva.

TOWNSEND (1989) sugere que, em comunidades naturais, as populações são dinâmicas, apresentando geralmente uma distribuição espacial sujeita a inúmeras interações bióticas a nível micro-espacial. Considerando uma organização da comunidade em pequenas unidades estruturais, que denomina "células", refere a existência de interações entre elas (competição micro-espacial), ocorrendo casos locais de eliminação competitiva de espécies. No entanto, refere a importância da variabilidade temporal, que proporciona a coexistência de maior número de espécies com reflexo no aumento da diversidade. É implícito nesta conceptualização da comunidade, abordada a uma escala micro-espacial sujeita à variabilidade temporal, surgirem as perturbações como fenómenos extremos, discretos no tempo, que removem os organismos e abrem espaço para a colonização por indivíduos da mesma ou de diferentes espécies (REICE, 1985; ROBINSON & MINSHALL, 1986; ROBINSON *et al.*, 1990).

A hipótese da perturbação intermédia (CONNELL, 1978), aplicada a sistemas lóticos (STANFORD & WARD, 1983; WARD & STANFORD, 1983b), propõe a integração da variabilidade ambiental como mecanismo que mantém ou determina elevadas diversidades em comunidades naturais. Os mesmos autores postulam que a diversidade em sistemas lóticos está maximizada pela heterogeneidade espaço/tempo resultante de perturbações moderadas que mantêm a comunidade num estado de não equilíbrio. WARD & STANFORD (1983b) referem que a diversidade biótica varia entre sistemas lóticos e, espacialmente, ao longo do mesmo sistema. Esta variação longitudinal, em sistemas naturais, é consistente com a teoria do contínuo lótico (VANNOTE *et al.*, 1980): "a riqueza taxonómica aumenta com o número de ordem, atinge o seu máximo em rios de ordem intermédia e diminui nas zonas inferiores dos grandes rios". Segundo os mesmos autores, a principal razão para uma evolução espacial na estrutura das comunidades baseia-se nas complexas interações entre a temperatura, o regime de corrente, a disponibilidade de alimento, a composição de substrato, mas, basicamente

deverá estar relacionada com a aceção de que, dentro de limites normais de variabilidade, a instabilidade ambiental favorece a diversidade das espécies. A reduzida variabilidade ambiental em zonas extremas do sistema (zona de cabeceira e zona inferior nos grandes rios), ocorre como resultado interactivo do controle da vegetação ripícola nas zonas de cabeceira e do elevado volume de água no outro extremo do sistema. As condições ambientais características serão responsáveis pela acomodação de um número inferior de espécies, comparativamente com as zonas intermédias que dentro do sistema apresentam maior variabilidade.

NAIMAN *et al.* (1987), estudando os padrões de organização longitudinal num rio situado na região sub-ártica, referem que a riqueza e a diversidade se relacionam muito mais com a heterogeneidade espacial localizada, do que com a escala de variabilidade da bacia hidrográfica, não havendo relação com o número de ordem. Esta opinião é igualmente corroborada por STATZNER (1987), que argumenta a existência de descontinuidades ao longo de um rio, provocadas por súbitas variações de caudal. Por outro lado, STATZNER & HIGLER (1985) referem que a sucessão espacial dos diferentes componentes biológicos influencia os padrões de diversidade da comunidade global. O plâncton, por exemplo, assim como numerosas espécies fctias, evidenciam um elevado desenvolvimento na zona inferior dos grandes rios. Consequentemente, a diversidade global da componente biológica pode ser superior na zona inferior, sujeita a uma elevada descontinuidade hidráulica (STATZNER & HIGLER, 1985).

STATZNER (1987), relacionando perturbações intermédias com a diversidade das espécies, alerta para o efeito diferenciado do fenómeno perturbador nos distintos grupos de organismos, tornando-se complicado caracterizar o impacte das perturbações em comunidades que apresentam ciclos de vida diferenciados, o que, segundo o mesmo autor, compromete a aplicabilidade da teoria a sistemas lóticos.

ROBINSON & MINSHALL (1986), sustentando a hipótese da perturbação intermédia, verificaram experimentalmente uma redução na riqueza e na densidade de invertebrados com o aumento de frequência e intensidade da perturbação. Pelo contrário, REICE (1985) demonstrou que a riqueza específica e a diversidade não respondiam a efeitos torrenciais perturbadores do substrato de intensidade intermédia. Argumenta que a colonização de espécies raras não se relaciona com a perturbação, e que a hipótese da perturbação intermédia não se aplica a sistemas lóticos, devido à não comprovação de competição hierárquica, em cuja existência se baseia a hipótese de CONNELL (1978). Refere que, se de facto existir competição hierárquica, as interacções bióticas serão, sobretudo, importantes ao nível micro-espacial. Consequentemente, os seus efeitos globais no sistema serão limitados, devido à existência de uma grande variabilidade ambiental. Sugere (REICE *et al.*, 1990) o modelo dinâmico de equilíbrio de HUSTON (1979), como sendo a melhor hipótese explicativa do impacte das perturbações nas comunidades lóticas. Nesta hipótese, o intervalo que decorre entre os fenómenos de perturbação é inferior ao tempo necessário para a instalação de processos de interacção competitiva que possam provocar eliminação das espécies. Para REICE *et al.* (1990), contudo, a elevada riqueza específica nas comunidades lóticas é um fenómeno que permanece inexplicado.

Recentemente, LAKE (1990) argumenta que a probabilidade da utilização de escalas diferentes, na abordagem do mesmo problema, pode ser a causa de discordâncias

(perturbações intermédias "versus" diversidade elevada); assunto já anteriormente discutido por MCAULIFFE (1984). WARD & STANFORD (1983b) aplicaram a hipótese da perturbação intermédia a secções de rio onde as observações foram efectuadas a nível macroscópico. Se a hipótese foi proposta apenas ao nível do sistema lótico, sem consequente possibilidade de manipulação experimental e comprovação de competição hierárquica a uma escala micro-espacial, então nunca poderemos testar a sua validade em sistemas lóticos (LAKE, 1990).

6.2.2 Riqueza taxonómica

Considerando a totalidade das colheitas efectuadas, verificou-se uma elevada amplitude de variação da riqueza taxonómica: 52 táxones, com um desvio padrão de 12,47 táxones (Quadro 6.11). O valor mínimo de 5 táxones foi registado em Agosto na estação 2 e o valor máximo corresponde à colheita obtida em Abril na estação 1 (ANEXO I).

Quadro 6.11 - Análise sumária de estatística descritiva referente a descritores da estrutura taxonómica da comunidade

	Riqueza (n° táxones)	Abundância (n° indivíduos)	Diversidade (bits)	Equitabilidade
Dimensão da amostra	79	79	79	79
Média	27,98	1672,99	2,86	0,61
Mediana	25,00	836,00	3,06	0,63
Moda	37,00	558,00	3,07	0,62
Média geométrica	24,95	795,37	2,71	0,59
Variância	155,49	6,2x10 ⁶	0,68	0,02
Desvio padrão	12,47	2489,34	0,82	0,14
Erro padrão	1,40	280,07	0,09	0,02
Mínimo	5,00	27,00	0,76	0,20
Máximo	57,00	18521,00	4,32	0,89
Amplitude de variação	52,00	18494,00	3,56	0,69
Quartil inferior	17,00	254,00	2,25	0,53
Quartil superior	37,00	2553,00	3,44	0,71
Amplitude inter quartil	20,00	2299,00	1,19	0,19
Simetria	0,25	4,42	-0,43	-0,66
Curtose	-0,95	26,85	-0,49	0,28

As riquezas taxonómicas mais elevadas, acima do quartil superior, foram, maioritariamente, observadas em situação de Primavera, incluindo-se, no entanto, algumas colheitas realizadas em Fevereiro de 1989 (estação 1 e estações localizadas na zona intermédia) e a referente à estação 5, efectuada no mês de Agosto de 1989. As riquezas taxonómicas mais reduzidas, inferiores a 17 táxones (quartil inferior), definem, na sua maioria, observações obtidas em época estival e na zona a montante da

albufeira do Monte Novo em diferentes épocas do ano (sem no entanto incluir a estação 1).

Da mesma forma, o número de indivíduos evidenciou uma grande amplitude de variação e um desvio padrão elevado (Quadro 6.11). O valor mínimo, de 27 indivíduos, foi observado em Janeiro de 1990, na estação 12. O valor máximo, de 18521 indivíduos, foi registado na estação 7, durante o mês de Maio de 1990 (ANEXO I).

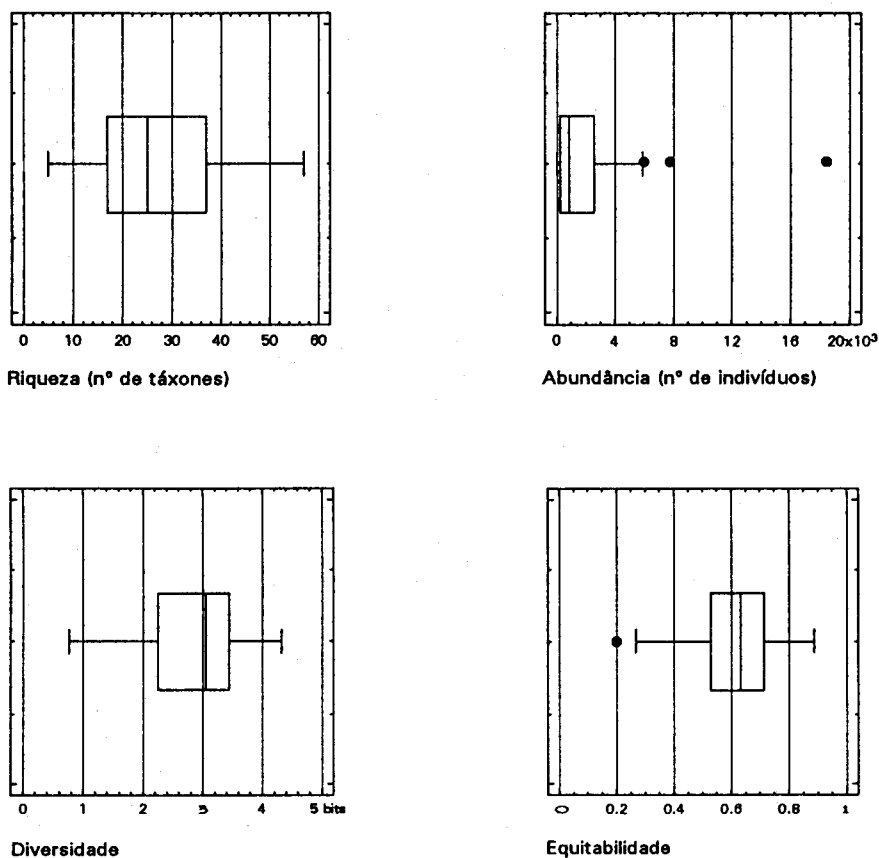


FIGURA 6.10 - Representação gráfica de parâmetros estatísticos referentes ao vector de dados de descritores da estrutura taxonómica da comunidade de macroinvertebrados: método BOX-AND-WHISKER (valor máximo e valor mínimo, "outliers", mediana, quartil superior e quartil inferior)

Observando a Figura 6.10, verifica-se a existência de três "outliers" (valores superiores a 6001,5 indivíduos), detectados, respectivamente, em Agosto de 1989 na estação 12 e em Maio de 1990 nas estações 7 e 11. De uma forma geral, os valores acima do quartil superior referem-se a colheitas efectuadas em Fevereiro de 1989 e

durante a Primavera (Abril de 1989 e Maio de 1990). Tal como para a riqueza taxonómica, as abundâncias mais reduzidas (quartil inferior < 254 indivíduos) incluem, na sua maioria, observações efectuadas em época estival e na zona a montante da albufeira do Monte Novo em diferentes épocas do ano (sem no entanto incluir a estação 1). Com uma abundância inferior a 254 indivíduos, incluem-se, ainda, as estações 8 e 10, amostradas em Abril de 1989 durante uma enxurrada.

Na Figura 6.11 apresenta-se a variação média temporal da riqueza taxonómica e da abundância de macroinvertebrados.

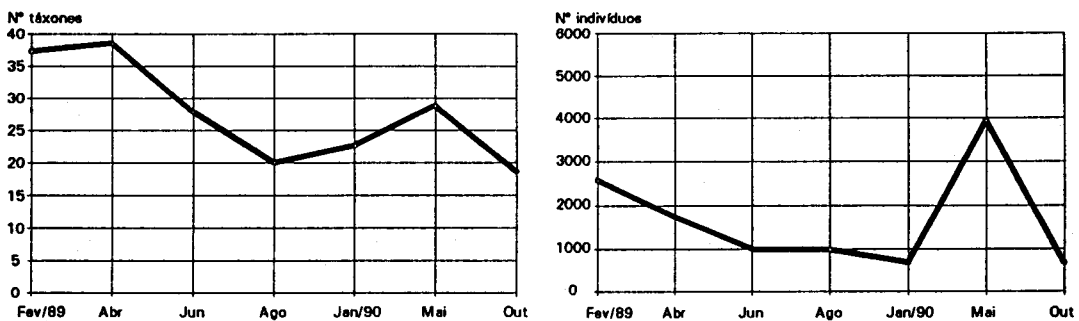


FIGURA 6.11 - Variação média temporal da riqueza taxonómica e da abundância de macroinvertebrados, ao longo do período estudado

Evidencia-se um padrão sazonal, perfeitamente nítido em relação à riqueza taxonómica, com valores tendencialmente mais elevados durante a Primavera. A redução da abundância média verificada no mês de Abril comparativamente à verificada no mês de Fevereiro, dois meses antes, deve-se aos valores registados nas estações 8, 10 e 11, amostradas durante uma enxurrada. Na Figura 6.12 apresenta-se, para esse mês, a variação espacial da riqueza taxonómica e da abundância de macroinvertebrados, onde é notório, nas referidas estações, uma quebra muito acentuada, sobretudo, da abundância. Se para esse mês eliminarmos as três estações, a abundância média é de 2232,2 indivíduos, valor da mesma ordem de grandeza do calculado em Fevereiro.

No rio Degebe, as diferenças sazonais registadas são sustentadas por resultados similares, obtidos noutros sistemas lóticos (e.g. HYNES, 1970; DEMARCH, 1976; RICHERSON, 1982; WILLIAMS, 1983; LAKE *et al.*, 1985; MINSHALL *et al.*, 1985b; TOWNS, 1985; PREVOT *et al.*, 1986; PINDER & FARR, 1987; DELUCCHI, 1988; OUTRIDGE, 1988).

DEMARCH (1976) sugere que a elevada variabilidade temporal verificada na fauna bentónica está relacionada com alterações sazonais nas características do substrato. HYNES (1970) e WILLIAMS (1983) relacionam as alterações temporais na abundância da fauna bentónica com as características do ciclo de vida das espécies. RICHERSON (1982), referindo-se a um rio temporário localizado numa zona árida dos E.U.A., argumenta que o ciclo sazonal do caudal é o principal responsável da variabilidade

temporal na comunidade de invertebrados. Em rios temporários, a alteração temporal na estrutura da comunidade é mais acentuada, surgindo como resultado de fenómenos de adaptação que determinam o desaparecimento de muitos organismos durante o período perturbado sem caudal (WILLIAMS, 1983, 1987; BOULTON & LAKE, 1988). Fenómenos como a duração do ciclo de vida aquático, dimensionada de modo a evitar a época estival sem corrente, estados de desenvolvimento resistentes a condições adversas, recolonização após o período seco e capacidade de sobrevivência na zona hiporreica, definem características gerais de adaptação, que determinam reduzida riqueza e reduzida abundância durante o período estival (DELUCCHI, 1988). TOWNS (1985) refere padrões temporais em muitos invertebrados que habitam rios temporários na Austrália; surgem após a época seca, com o reinício do ciclo de caudal, evidenciando maior abundância relativa em água com velocidade de corrente moderada.

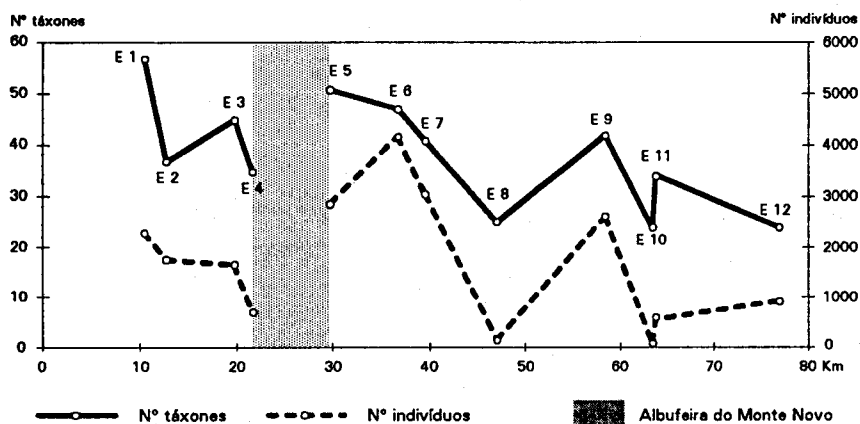


FIGURA 6.12 - Variação espacial da riqueza taxonómica e da abundância de macroinvertebrados, ao longo do rio Degebe, durante mês de Abril de 1989

Método da rarefacção: variabilidade espacial

Com o objectivo de comparar a riqueza taxonómica ao longo do rio Degebe, para as diferentes épocas do ano, utilizou-se o método estatístico da rarefacção, que permite comparar o número de táxones, quando a dimensão das amostras (abundância) não é igual.

Nas Figuras 6.13 a 6.19, apresentam-se as curvas de rarefacção traçadas por estação de amostragem em cada época do ano. Considerou-se como amostra "standard" de comparação, a que evidenciava menor dimensão. Para essa dimensão de amostra ordenaram-se os locais por riqueza taxonómica (ao longo da linha vertical a tracejado).

No mês de Fevereiro de 1989 (Figura 6.13), verifica-se que foi na estação 12 que a abundância de macroinvertebrados foi mais reduzida (513 indivíduos). Comparando a

riqueza taxonómica, referencialmente a essa amostra, observa-se, por ordem decrescente de riqueza previsível, que a estação 1 se destaca com 38 taxónes. Diferencia-se um grupo com riqueza aproximadamente constante e que reúne a estação 3, inserida na zona a montante da albufeira do Monte Novo, todas estações situadas na zona intermédia (estações 5, 6, 7 e 8) e a estação 9, localizada na zona inferior. Observa-se outro grupo, de menor riqueza, que inclui a estação 2 e as estações 10, 11 e 12, referentes à zona inferior do rio Degebe. A estação 4, que representa o início da albufeira do Monte Novo, distingue-se dos restantes locais por apresentar a menor riqueza taxonómica (17 táxones).

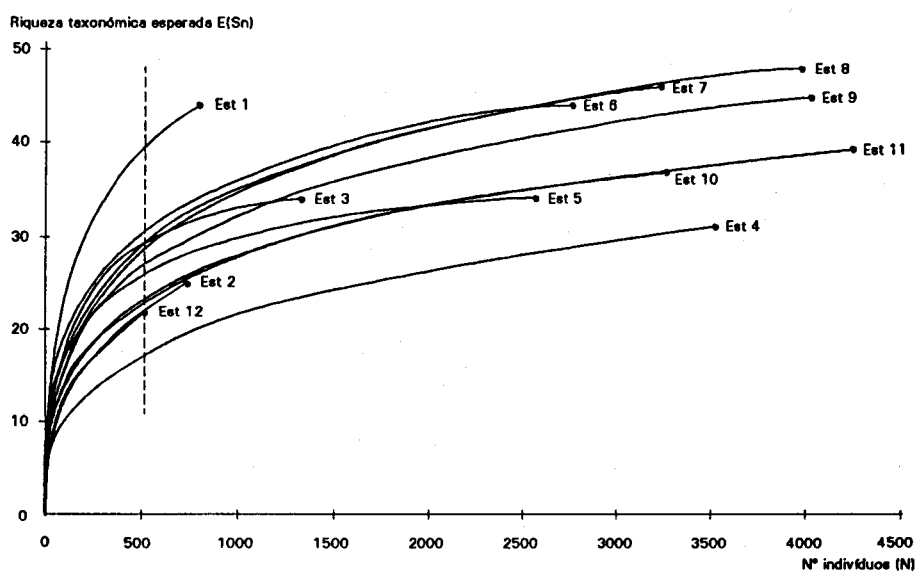


FIGURA 6.13 - Curvas de rarefacção traçadas por local de amostragem para o mês de Fevereiro de 1989

Em Abril de 1989, excluíu-se da análise espacial as estações amostradas durante o último dia da campanha, em situação de enxurrada (estações 8, 10 e 11). As enxurradas primaveris são perturbações naturais que ocorrem inesperadamente no tempo. Consequentemente, o seu efeito perturbador deverá ser analisado noutra contexto, não fazendo sentido, numa abordagem espacial comparativa, incluir locais amostrados em situação não perturbada, conjuntamente com outros, ligeiramente deslocados no tempo, em situação de perturbação causada por um fenómeno temporal. Por outro lado, PEET (1974 *in* LUDWIG & REYNOLDS, 1988) demonstrou que para duas comunidades com número de espécies e número de indivíduos muito diferentes, a rarefacção pode prever, para ambas as comunidades, um número de espécies semelhante em amostras de dimensão reduzida. Quando se aplica o método da rarefacção assume-se que a

comunidade estudada não difere na sua relação espécies-indivíduos (PEET, 1974 in LUDWIG & REYNOLDS, 1988).

Referidas estas considerações, e aplicando a abundância registada na estação 4 como a amostra "standard" para comparação da riqueza no mês de Abril (700 indivíduos), na Figura 6.14 observa-se uma individualização das estações localizadas nos dois extremos do rio. A estação 1, situada na zona de cabeceira, apresenta a maior riqueza previsível (41 táxones). No polo oposto da ordenação, com a riqueza inferior, coloca-se a estação 12, localizada aproximadamente a 2 Km da foz. As restantes estações evidenciam valores intermédios, relativamente homogéneos entre si.

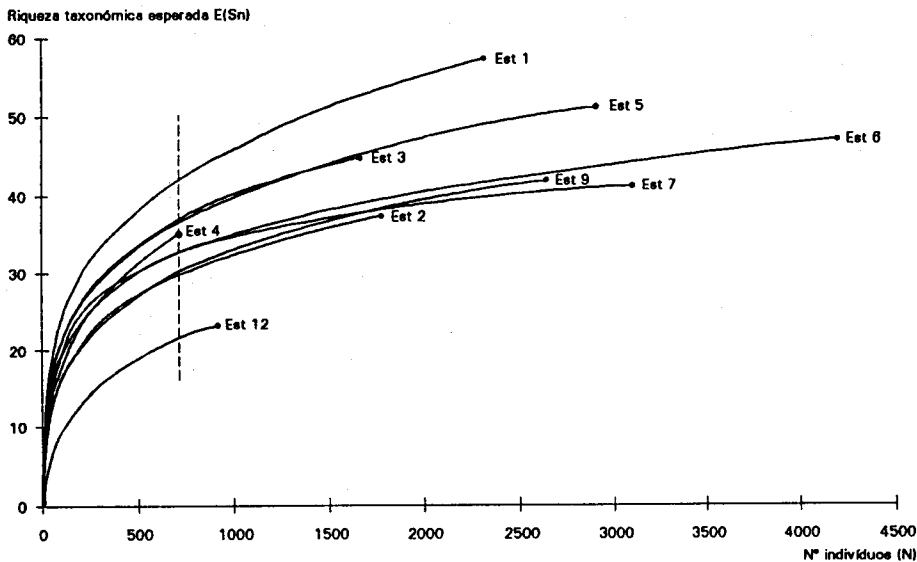


FIGURA 6.14 - Curvas de rareficação traçadas por local de amostragem para o mês de Abril de 1989

No mês de Junho, para a abundância registada na estação 5 (175 indivíduos), fundamentalmente, distinguem-se três grupos (Figura 6.15). O grupo com maior riqueza taxonómica previsível integra as estações situadas na zona intermédia e a estação 9 da zona inferior do rio. Diferencia-se, com riqueza relativa inferior àquele, um outro grupo constituído pelas estações 1, 2 e 3, na zona de cabeceira, e pelas estações 10, 11 e 12, situadas na zona inferior do rio. Com a menor riqueza taxonómica destaca-se a estação 4, que evidenciou, contudo, a abundância mais elevada (3532 indivíduos).

Durante o mês de Agosto (Figura 6.16), para a abundância observada na estação 3 (135 indivíduos), individualizou-se a estação 5 com a maior riqueza taxonómica (localizada imediatamente a seguir à barragem do Monte Novo). Aquela estação caracteriza-se, sobretudo, por apresentar ausência de caudal e um elevado desen-

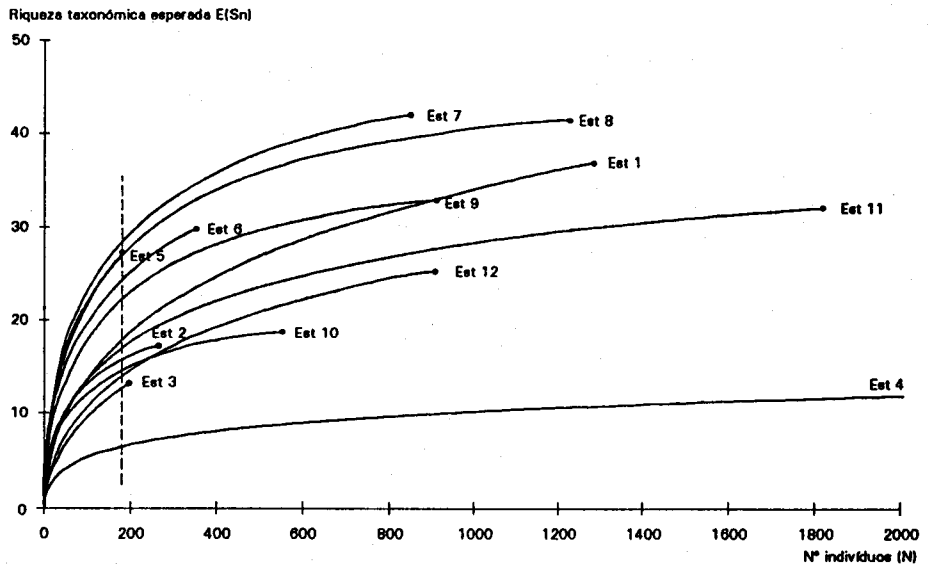


FIGURA 6.15 - Curvas de rarefacção traçadas por local de amostragem para o mês de Junho de 1989

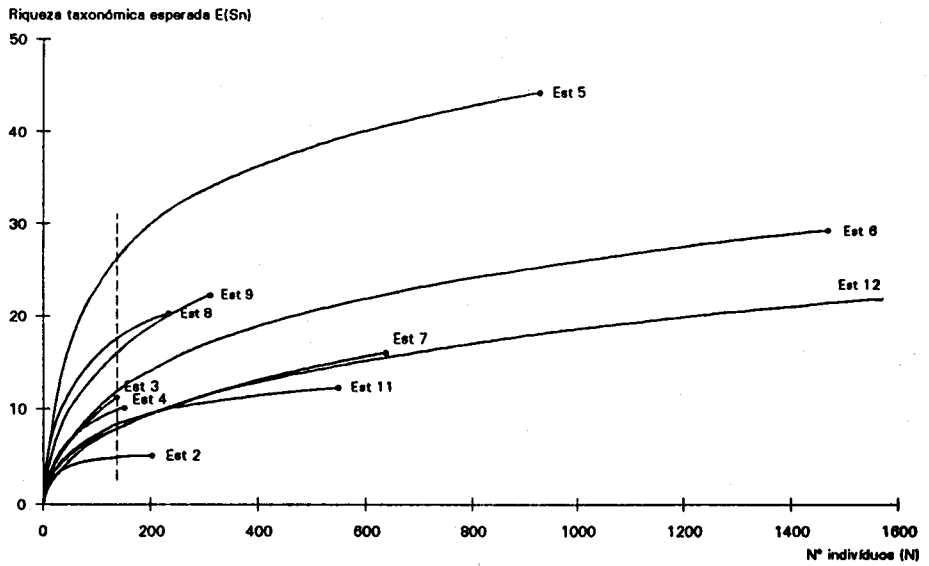


FIGURA 6.16 - Curvas de rarefacção traçadas por local de amostragem para o mês de Agosto de 1989

volvimento de macrófitos ao longo de todo o ano. Em todas as outras estações de amostragem, sujeitas a modificações no regime hidrológico, a riqueza taxonómica foi inferior, tendo-se inclusivamente retirado da análise de rarefacção a estação 10, devido à reduzida abundância registada (66 indivíduos). Pode-se pois sugerir que o esforço de adaptação da comunidade de macroinvertebrados ao período estival, de características lânticas, é superior nas estações que sofrem alterações no regime hidrológico. Consequentemente, a riqueza taxonómica surge relativamente inferior, comparativamente com locais que ao longo do ano apresentam idênticas características hidrológicas e elevado desenvolvimento de macrófitos.

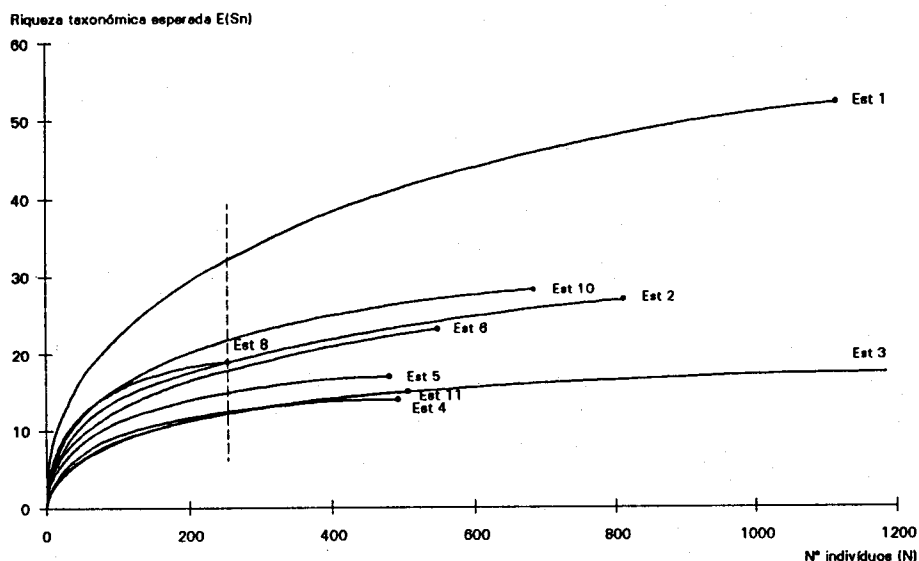


FIGURA 6.17 - Curvas de rarefacção traçadas por local de amostragem para o mês de Janeiro de 1990

Em Janeiro de 1990 (Figura 6.17), não se incluiu a estação 12, na análise de rarefacção, devido à reduzida abundância registada (27 indivíduos). Para uma abundância de 251 indivíduos (registada na estação 8), verificou-se superioridade taxonómica da estação 1, seguida pelas estações 10, 2, 8 e 6. A elevada riqueza taxonómica relativa e previsível na estação 10, situada junto à confluência da ribeira da Amieira com o rio Degebe, realça o efeito dos tributários nas comunidades que, em situação de maior velocidade de corrente, favorecem o "input" adicional de partículas orgânicas (MINSHALL *et al.*, 1983; NAIR *et al.*, 1989). As menores riquezas taxonómicas verificaram-se nas estações 3 e 4, referentes à zona a montante da albufeira do Monte Novo, e na estação 11 localizada na zona inferior do rio Degebe.

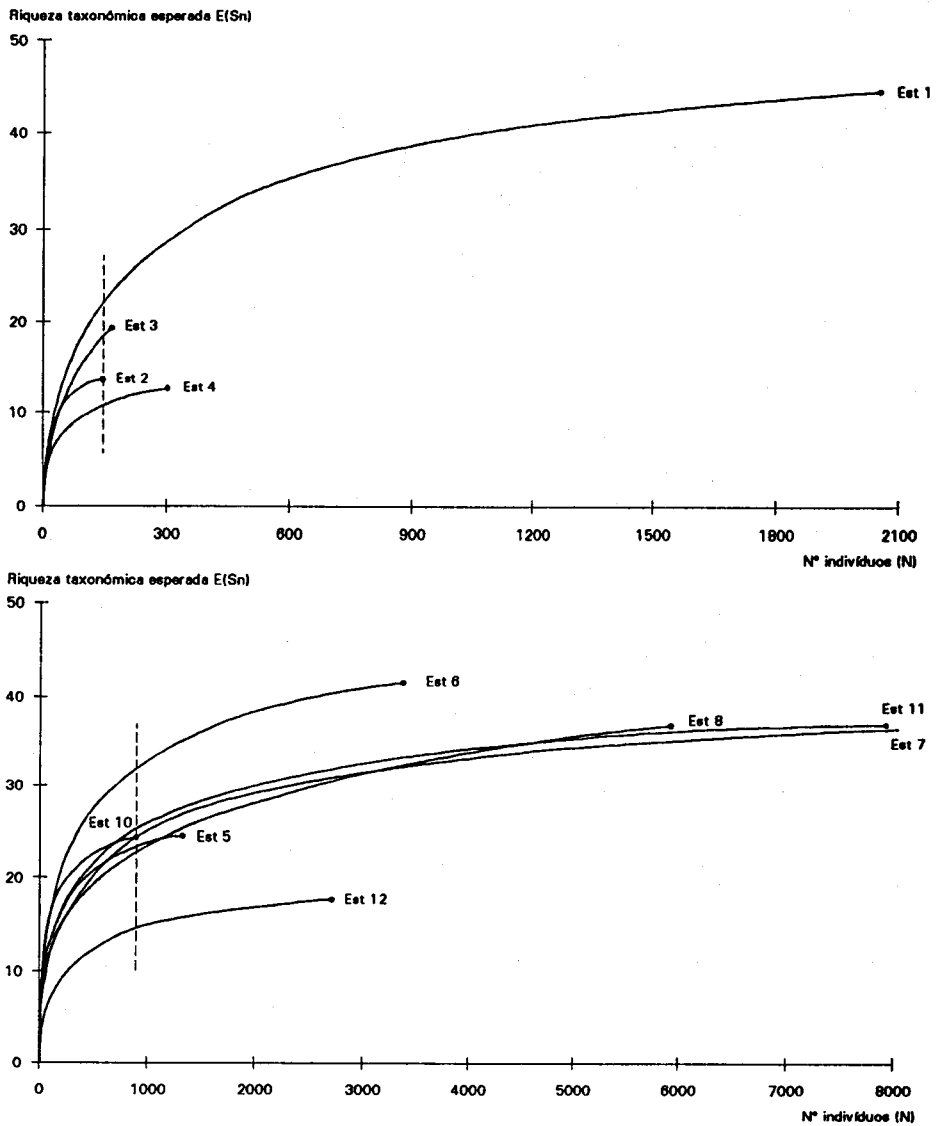


FIGURA 6.18 - Curvas de rarefacção traçadas por local de amostragem para o mês de Maio de 1990

No mês de Maio de 1990, registaram-se abundâncias muito diferentes ao longo do rio, tendo-se, fundamentalmente, diferenciado, pelas suas menores abundâncias, as estações 2, 3 e 4 situadas a montante da albufeira do Monte Novo. Por este motivo, definiram-se dois grupos de estações para aplicação do método da rarefacção (Figura 6.18). O primeiro grupo integra as estações situadas na zona a montante da albufeira do Monte Novo, onde, para uma abundância de 146 indivíduos (estação 2), se evidencia a estação 1 pela sua maior riqueza taxonómica. No outro grupo, consideraram-se as

estações situadas a jusante da barragem do Monte Novo. Para a abundância referente à estação 10 (866 indivíduos), nota-se superioridade da estação 6 e inferioridade relativa da estação 12.

Em relação ao mês de Outubro de 1990, para a abundância verificada na estação 3 (100 indivíduos), destaca-se a estação 1 com 22 táxones, seguida pela riqueza taxonómica previsível para a estação 8 (Figura 6.19). As restantes estações formam um único grupo com riquezas variando entre 14 táxones (estação 10) e sete táxones (estações 6 e 7). No entanto, é nas estações 6 e 7, onde a abundância relativa foi superior, que a riqueza taxonómica previsível surgiu inferior.

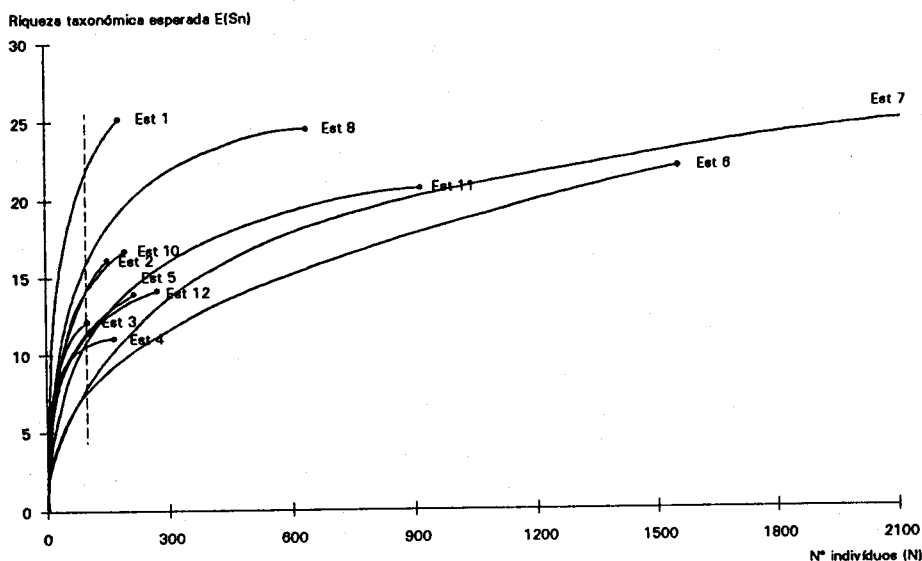


FIGURA 6.19 - Curvas de rarefação traçadas por local de amostragem para o mês de Outubro de 1990

Ao comparar os resultados obtidos nas diferentes épocas de amostragem, nota-se uma tendência global na variação longitudinal da riqueza taxonómica, expressa por riqueza superior na estação 1, e nas estações localizadas na zona intermédia. Atribui-se este facto à maior variabilidade ambiental (substrato, velocidade de corrente, macrófitos,...), sobretudo verificada na zona intermédia, o que corrobora a teoria do contínuo lótico (VANNOTE *et al.*, 1980).

As modificações locais, que parecem verificar-se relativamente a uma riqueza taxonómica maior em locais não situados na zona intermédia, podem surgir de abruptas alterações na composição da comunidade. Estas alterações, aparentemente, são causadas por uma série de influências que podem incluir tributários (MINSHALL *et al.*, 1983, 1985a; BRUNS *et al.*, 1984), barragens (WARD & STANFORD, 1983a), descontinuidades

geológicas e utilização de solo agrícola (MINSHALL *et al.*, 1985a; STATZNER & HIGLER, 1985). Concretamente, na estação 1, é possível que o elevado desenvolvimento de macrófitos, num local aberto, sem vegetação ripícola de margem e consequentemente exposto à influência agrícola, seja um dos factores responsáveis pela elevada riqueza taxonómica registada. De forma semelhante, no local situado imediatamente a seguir à barragem (estação 5), a riqueza taxonómica apresentou-se, de um modo geral, elevada. Atribui-se este facto ao desenvolvimento de condições ambientais óptimas. A elevada estabilidade do substrato e a elevada transparência da água, resultam, em conjunto, num denso e contínuo desenvolvimento de algas filamentosas, normalmente referenciado em bibliografia como determinante de elevadas riquezas taxonómicas (e.g. WARD, 1976; WARD & STANFORD, 1985; ZISER, 1985; PRAT *et al.*, 1986; RADER & WARD, 1988; HAUER *et al.*, 1989).

6.2.3 Diversidade e Equitabilidade

A amplitude máxima de variação da diversidade taxonómica (H') foi de 3,56, com um desvio padrão de 0,82 (Quadro 6.11). O valor máximo foi determinado na estação 8, no mês de Junho de 1989, e o valor mínimo corresponde à amostragem realizada, durante a mesma campanha, na estação 4 (ANEXO I).

As diversidades taxonómicas mais elevadas, acima do quartil superior, referem-se, maioritariamente, a colheitas efectuadas em situações de Primavera e início de Verão (Abril de 1989, Maio de 1990 e Junho de 1989 em locais a jusante da barragem). Os valores mais reduzidos, inferiores a 2,25 (quartil inferior), correspondem a amostragens de Verão, em situações sem caudal (Junho de 1989 a montante da barragem do Monte Novo e Agosto de 1990), ao período após seca estival (Outubro de 1990) e a amostragens realizadas em Janeiro de 1990, após as enxurradas que ocorreram em Novembro e Dezembro do ano anterior.

A amplitude máxima de variação para a equitabilidade (J) foi de 0,69 (Quadro 6.11). O valor máximo de 0,89 foi detectado em Outubro na estação 1. O valor mínimo é um "outlier" e foi registado na estação 4, no mês de Junho (ANEXO I), correspondendo, igualmente, ao mínimo detectado para a diversidade taxonómica (Figura 6.10). Os mínimos determinados na estação 4, durante aquele mês, devem-se, sem dúvida, à proliferação de *Dero obtusa* que dominou com 88,3% o efectivo total.

As equitabilidades taxonómicas mais elevadas, superiores a 0,714 (quartil superior), referem-se a diferentes épocas do ano. Pelo contrário, tal como para a diversidade taxonómica, os valores mais reduzidos (quartil inferior), relacionam-se, sobretudo, com as colheitas realizadas durante o Verão e em Janeiro de 1990.

A diversidade taxonómica apresentou uma variação média temporal acentuada (Figura 6.20). De forma semelhante à riqueza taxonómica, define-se um padrão sazonal que evolui ciclicamente com valores mais elevados na Primavera e inferiores durante a época estival, sem corrente. A equitabilidade integra-se dentro do mesmo padrão evolutivo, evidenciando, contudo, menor variabilidade (Figura 6.21).

Especialmente, tal como para a riqueza taxonómica, em relação à diversidade nota-se superioridade relativa da estação 1, seguida pelos valores médios tendencialmente

elevados, amostrados na zona intermédia (Figura 6.20). Na estação 7, a diversidade média é inferior, comparativamente com as estações localizadas na mesma zona do rio (zona intermédia), devido aos valores relativamente mais baixos, determinados em Agosto de 1989 e em Outubro de 1990 (1,49 e 1,35, respectivamente -ANEXO I). Na zona inferior do rio Degebe, detecta-se o efeito do tributário na estrutura organizativa da comunidade; a estação 10, situada junto à entrada da ribeira da Amieira, apresenta um valor médio próximo dos determinados na zona intermédia. Como referem MINSHALL *et al.* (1983) e NAIR *et al.* (1989), os tributários parecem favorecer a diversidade devido ao “input” adicional de partículas orgânicas que proporcionam uma variabilidade alimentar mais elevada.

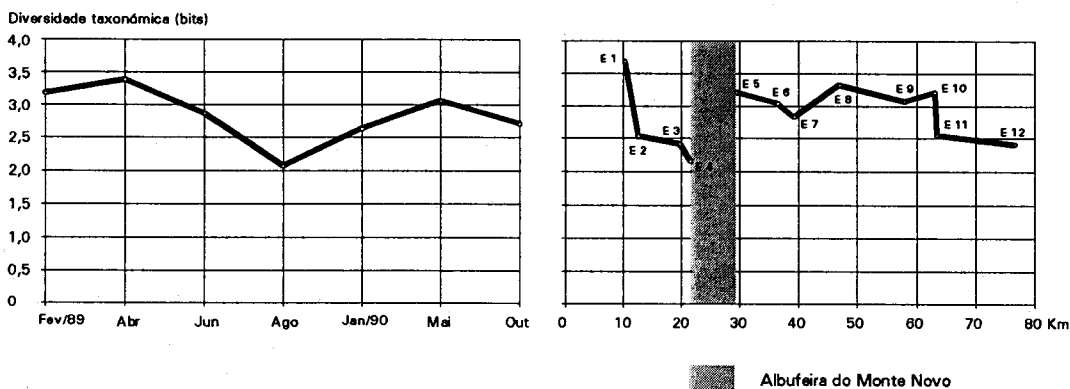


FIGURA 6.20 - Variação média temporal da diversidade taxonómica, ao longo do período estudado; e variação média espacial da diversidade taxonómica, ao longo do rio Degebe

A equitabilidade evidenciou menor variação espacial, ao longo do rio (Figura 6.21), destacando-se, no entanto, com valores mais elevados, a estação 10 (0,73), e as estações 1 e 8 (0,69).

No rio Degebe, de um modo geral, obtiveram-se valores de diversidade elevados (veja-se o valor do quartil superior, Quadro 6.11). Exceptua-se a redução observada em período seco, que é, contudo, frequente em rios temporários sujeitos a uma grande alteração do regime hidrológico (e.g. RICHESON, 1982; LAKE *et al.*, 1985; TOWNS, 1985; LAKE *et al.*, 1986; BOULTON & LAKE, 1988; DELUCCHI, 1988).

No rio Degebe a heterogeneidade ambiental deverá contribuir para a diversidade taxonómica da comunidade de macroinvertebrados. Ao longo do rio, a heterogeneidade ambiental (substrato, velocidade de corrente, macrófitos,...) é superior na zona intermédia, onde, com excepção da estação 1, se nota uma tendência de superioridade relativa. Por sua vez, no ciclo anual, é durante a Primavera, em época de maior diversidade taxonómica, que se estabelece maior heterogeneidade ambiental; num só local de amostragem, e a uma escala macroscópica, observa-se uma grande

variabilidade de substratos, zonas de corrente de intensidade variável e macrófitos que se desenvolvem em mosaico, normalmente em locais remansados (Capítulo 4).

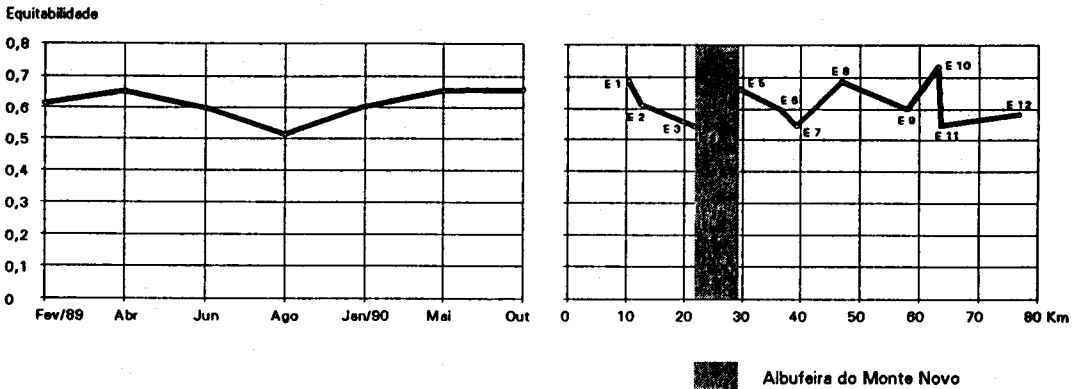


FIGURA 6.21 - Variação média temporal da equitabilidade, ao longo do período estudado; e variação média espacial da equitabilidade, ao longo do rio Degebe

A influência do tamanho médio das partículas do substrato na estruturação da comunidade de macroinvertebrados tem sido largamente documentada (e.g. CHUTTER, 1969; CUMMINS & LAUFF, 1969; DEMARCH, 1976; MINSHALL & MINSHALL, 1977; HART, 1978; WILLIAMS, 1978; TOLKAMP, 1980; ALSTAD, 1981; REICE, 1981; TOLKAMP, 1982; ERMAN & ERMAN, 1984). A velocidade de corrente tem surgido relacionada com o comportamento de muitos invertebrados, sendo descrita como um parâmetro determinante da ocorrência de espécies (e.g. KOVALAK, 1978; ORTH & MAUGHAN, 1983; WOTTON, 1985; OTTO & SJÖSTRÖM, 1986; STATZNER & HIGLER, 1986; STATZNER, 1987; STATZNER *et al.*, 1988). Do mesmo modo, GREGORY (1983) refere vários fenómenos de interacção entre produtores primários e invertebrados, e BARBER & KEVERN (1973) e BIRD & KAUSHIK (1985) relacionaram a abundância de invertebrados com os detritos de origem vegetal.

Por outro lado, o rio Degebe apresenta características torrenciais. Consequentemente, torna-se sujeito a inúmeros fenómenos perturbadores de intensidade intermédia, possivelmente relacionados com o aumento da diversidade devido à manutenção de condições de não equilíbrio nas comunidades biológicas (HUSTON, 1979; WARD & STANFORD, 1983b; REICE, 1985; REICE *et al.*, 1990).

De facto, em Junho de 1989, nas estações 6, 7 e 8, foi observada uma elevada turvação da água, efeito de uma forte precipitação ocorrida na zona de Montoito (Capítulo 5). Ao graficar, para esse mês, a variação espacial da diversidade e da equitabilidade, verifica-se superioridade relativa dos dois parâmetros nas referidas estações de amostragem (Figura 6.22). É provável que a alteração das condições ambientais, agindo sobre fenómenos de interacção biótica (competição), tivesse

contribuído para uma maior equitabilidade na distribuição das espécies e aumento da diversidade. Da mesma forma, a correlação altamente significativa existente entre a diversidade e a equitabilidade ($r=0,833$; $p<0,001$; $n=79$) demonstra que o aumento da diversidade se deve, em grande parte, a uma distribuição mais equitativa da abundância.

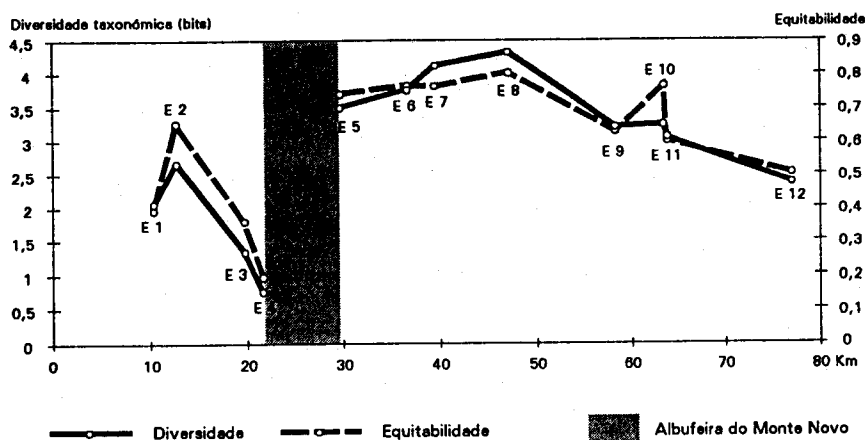


FIGURA 6.22 - Variação espacial da diversidade e da equitabilidade no mês de Junho de 1989

É também possível que as diversidades registadas nas estações 5 e 10, tendencialmente mais elevadas (ANEXO I), comparativamente com outros locais amostrados nas mesmas zonas tipológicas, sejam o reflexo de uma comunidade localizada e não equilibrada (ou menos equilibrada), devido, respectivamente, à influência perturbadora das descargas mínimas periódicas da albufeira (estação 5) e à descarga de água da ribeira da Amieira (estação 10).

De acordo com a hipótese da perturbação intermédia, perturbações de intensidade elevada provocam diminuição da diversidade, devido à eliminação de muitos organismos. Apenas as espécies que desenvolvem padrões de ciclo de vida adaptados mantêm níveis de populações viáveis (ROBINSON & MINSHALL, 1986).

Em rios temporários, a perda de água superficial durante a estação seca é provavelmente o parâmetro ambiental que mais influencia e afecta a comunidade biótica, determinando padrões de adaptação fisiológica e comportamental (e.g. WILLIAMS & HYNES, 1976a, 1977; DELUCCHI, 1988; BOULTON, 1989). No rio Degebe, a interrupção do caudal surge extrema na determinação da diversidade dos macroinvertebrados, representando, no padrão temporal, os valores médios mais reduzidos (Figura 6.20). De forma semelhante, mas em fase oposta do ciclo hidrológico, se se interpretar a diminuição da abundância e da riqueza nas estações 8, 10 e 11 amostradas em Abril durante uma enxurrada, relativamente a locais amostrados um dia antes em situação não

perturbada (Figura 6.12), como causa de uma perturbação de intensidade superior; e, igualmente, se se considerar a diminuição da riqueza média, da abundância média e da diversidade média, em Janeiro de 1990, comparativamente com o Inverno do ano anterior em Fevereiro (Figuras 6.11 e 6.20), como resultante da enorme enxurrada que ocorreu em Novembro e Dezembro de 1989, pode-se considerar que os resultados obtidos no rio Degebe são coerentes com a hipótese da perturbação intermédia.

Convém realçar, no entanto, que o facto de não existirem dados sobre a organização micro-espacial no rio Degebe não permite determinar a existência e a intensidade de fenómenos de interacção biótica (competição e predação). Consequentemente, embora a uma escala macroscópica, a hipótese da perturbação intermédia se pareça ajustar ao rio Degebe, não podemos estar certos da sua aplicabilidade a uma escala mais restrita, onde, segundo MCAULIFFE (1984), REICE (1985) e TOWNSEND (1989), actuam os fenómenos de interacção bióticos. Para o rio Degebe e com base nos resultados obtidos, apenas se pode afirmar, de uma forma concordante com REICE (1985), que as perturbações surgem determinantes na diversidade taxonómica.

6.3 Perturbações naturais e sucessão temporal da comunidade

6.3.1 Enquadramento teórico

A existência de equilíbrio em sistemas naturais, definiu, durante muito tempo, o paradigma dominante na dinâmica de comunidades (MACARTHUR & WILSON, 1967; PIANKA, 1974 *in* MCAULIFFE, 1984; CODY & DIAMOND, 1975 *in* REICE *et al.*, 1990; MCINTOSH, 1987). Depois da década de setenta, no entanto, aquela concepção tem sido contestada por numerosos investigadores que argumentam a existência de maior número de sistemas em situações de não equilíbrio, devido às inúmeras perturbações a que as comunidades estão sujeitas (e.g. DAYTON, 1971, 1975; CONNELL, 1978; LUBCHENCO & MENGE, 1978; HUSTON, 1979; SOUSA, 1979).

As perturbações, provocando redução na abundância dos organismos dominantes, permitem o restabelecimento de espécies subordinadas na comunidade. Consequentemente, o conceito de perturbação tem adquirido recente importância em ecologia, surgindo relacionado com a estrutura da comunidade e organização do ecossistema (e.g. DAYTON, 1971; SOUSA, 1979, 1984; MCAULIFFE, 1984; REICE, 1985; RESH *et al.*, 1988).

Numerosos trabalhos têm sido publicados com o objectivo de definir o efeito das perturbações na organização das comunidades, particularmente em sistemas lóticos onde os fenómenos perturbadores são frequentes (e.g. FISHER *et al.*, 1982; CANTON *et al.*, 1984; DERMOTT & SPENCE, 1984; GURTZ & WALLACE, 1984; JEFFREY *et al.*, 1986; NOEL *et al.*, 1986; POWER *et al.*, 1988a; RESH *et al.*, 1988; FISHER, 1990; FOX & MURPHY, 1990; GORE *et al.*, 1990; REICE *et al.*, 1990; YOUNT & NIEMI, 1990; WALLACE, 1990; FISHER & GRIMM, 1991; WEBSTER *et al.*, 1992). A maioria dos investigadores concorda, no entanto, que o conceito de perturbação deve ser definido

como um acontecimento discreto, causador de uma mortalidade significativa e apresentando um certo grau de imprevisibilidade no tempo.

FISHER *et al.*, (1982) referem que as perturbações naturais mais frequentes em sistemas lóticos são as enxurradas. Estas podem apresentar-se com diferentes intensidades, causando perturbações que podem variar desde pequenas movimentações do substrato até alterações na estrutura do sistema (LAKE & SCHREIBER, 1991), tais como exportação de detritos, deposição de sedimento e arrastamento das comunidades biológicas, como sejam o perifíton (e.g. FISHER *et al.*, 1982; ROBINSON & MINSHALL, 1986; GRIMM & FISHER, 1989; SCRIMGEOUR & WINTERBOURN, 1989; STEINMAN & McINTIRE, 1990), os macrófitos (BILBY, 1977), os invertebrados (e.g. HOOPES, 1974; FISHER *et al.*, 1982; MOLLES, 1985; ROBINSON & MINSHALL, 1986; MEFFE & MINCKLEY, 1987; BOUTON *et al.*, 1988; GRIMM & FISHER, 1989; SCRIMGEOUR & WINTERBOURN, 1989; ORTEGA *et al.*, 1991; LAKE & SCHREIBER, 1991) e os peixes (e.g. MEFFE, 1984; ROSS *et al.*, 1985; MEFFE & MINCKLEY, 1987; BAIN *et al.*, 1988). GILLER *et al.* (1991) referem, no entanto, que o regime das enxurradas e o seu efeito perturbador no ecossistema são pouco conhecidos devido à dificuldade de experimentação e consequente obtenção de resultados durante elevadas descargas de água.

Em rios temporários, outro tipo de perturbação natural relacionada com a ausência de precipitação, e que apresenta maior previsibilidade no tempo, refere-se ao período lêntico, sem corrente. De uma forma geral, a abundância e a riqueza específica dos macroinvertebrados diminui. No entanto, comparativamente às enxurradas, o efeito perturbador da interrupção do caudal não parece produzir efeitos tão drásticos, devido aos mecanismos de adaptação e refúgio adoptados pelos invertebrados a um fenómeno previsível no tempo (BOULTON, 1989). A zona hiporreica e os rios permanentes são exemplos desses refúgios (DELUCCHI, 1989). Alternativamente, alguns sobrevivem durante o período seco, sob formas resistentes no substrato, ou como adultos terrestres que emergem antes da seca estival (DELUCCHI, 1989).

MATTHEWS (1988) refere que, na abordagem ecológica de rios de planície, algumas precauções deverão ser contempladas na definição de perturbação. Se, por exemplo, a interrupção do caudal em época estival ocorre todos os anos, os organismos devem apresentar padrões de adaptação. Consequentemente, os mesmos fenómenos, aparentemente perturbadores, podem não constituir uma verdadeira "perturbação" (MATTHEWS, 1988). RESH *et al.* (1988) consideram que os fenómenos naturais que ocorrem no tempo, dentro de limites esperados, não constituem perturbações; pelo contrário, aqueles que acontecem inesperadamente no tempo, com intensidades fora de limites previsíveis, devem ser definidas como "perturbações".

No rio Degebe, para os períodos do ano em que foram efectuadas amostragens de macroinvertebrados e em que ocorreram precipitações de intensidades imprevisíveis que provocaram modificação no aspecto físico de rio, tentou-se perceber como é que a comunidade de macroinvertebrados reagiu a tais fenómenos, típicos de sistemas mediterrânicos de características torrenciais.

Destacam-se: uma enxurrada que se desencadeou no último dia da campanha de Abril de 1989 e que foi registada nas estações 8, 10 e 11; e o efeito da precipitação que

ocorreu na zona de Montoito em Junho de 1989 e que foi detectado nas estações 6, 7 e 8 devido à elevada turvação da água (Capítulo 5).

Tentou-se ainda verificar o impacto da grande enxurrada, de efeitos catastróficos, que resultou das intensas precipitações registadas em Novembro e Dezembro de 1989.

6.3.2 Fenómenos perturbadores registados no rio Degebe

Para cada uma das estações de amostragem onde, em Abril e Junho de 1989 foram detectados os efeitos da queda de precipitação (estações 8, 10 e 11 em Abril e estações 6, 7 e 8 em Junho), graficou-se a evolução do número de indivíduos e da riqueza taxonómica ao longo do tempo (Figura 6.23).

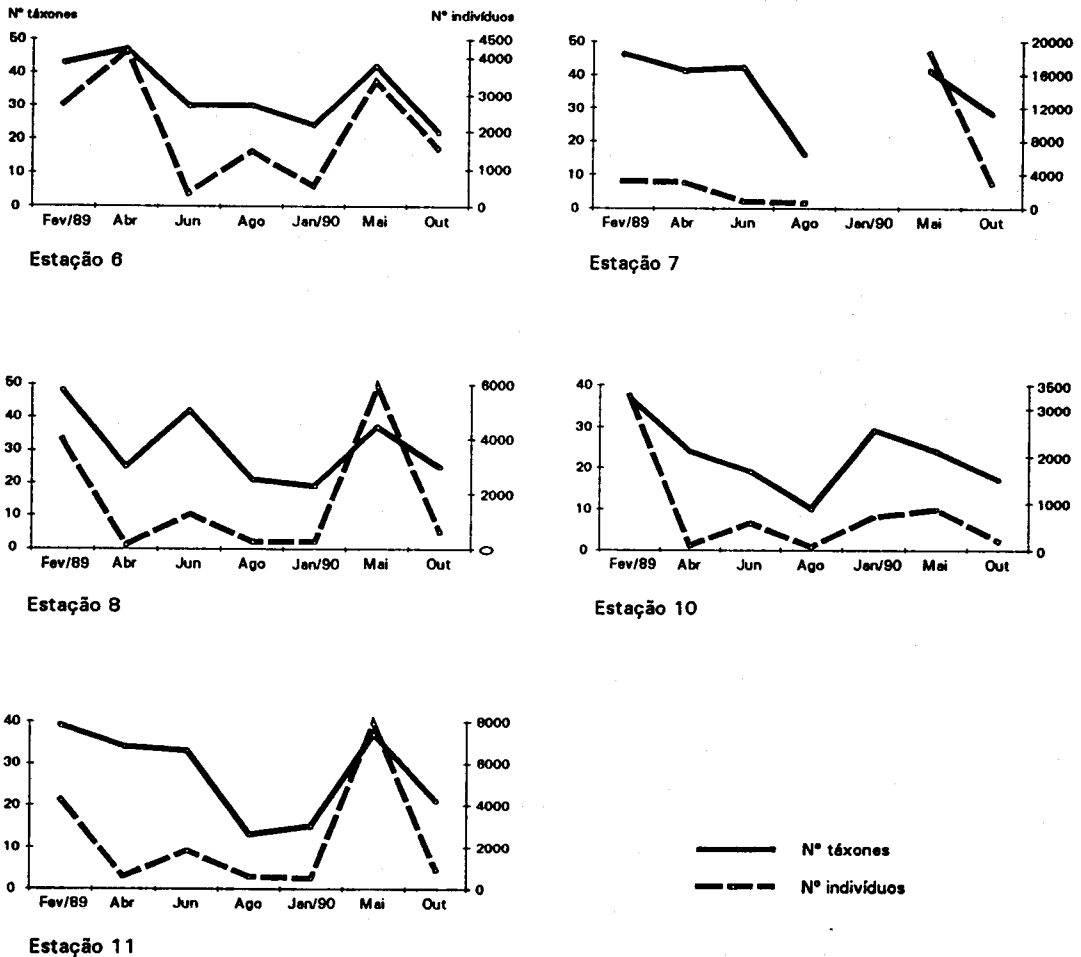


FIGURA 6.23 - Variação temporal da riqueza taxonómica e do número de indivíduos em cinco estações de amostragem (estação 6, estação 7, estação 8, estação 10 e estação 11)

Independentemente da quebra nos valores, verificada em Abril nas estações 8, 10 e 11, e que possa estar relacionada com a perturbação ocorrida, verifica-se a tendência de evolução sazonal, anteriormente descrita, e que determina maior riqueza e maior abundância na Primavera. Para ambas as estações de amostragem, Fevereiro de 1989 evidencia um elevado número de indivíduos e riqueza taxonómica, semelhantes aos observados em situações de Primavera não perturbada.

Complementarmente, através de uma análise aglomerativa (UPGMA, baseada na distância EUCLIDIANA), foi-se avaliar, individualmente para as mesmas estação de amostragem, a similaridade na estrutura da comunidade [abundância transformada: $\log_{10}(x+1)$] entre diferentes épocas do ano (Figura 6.24).

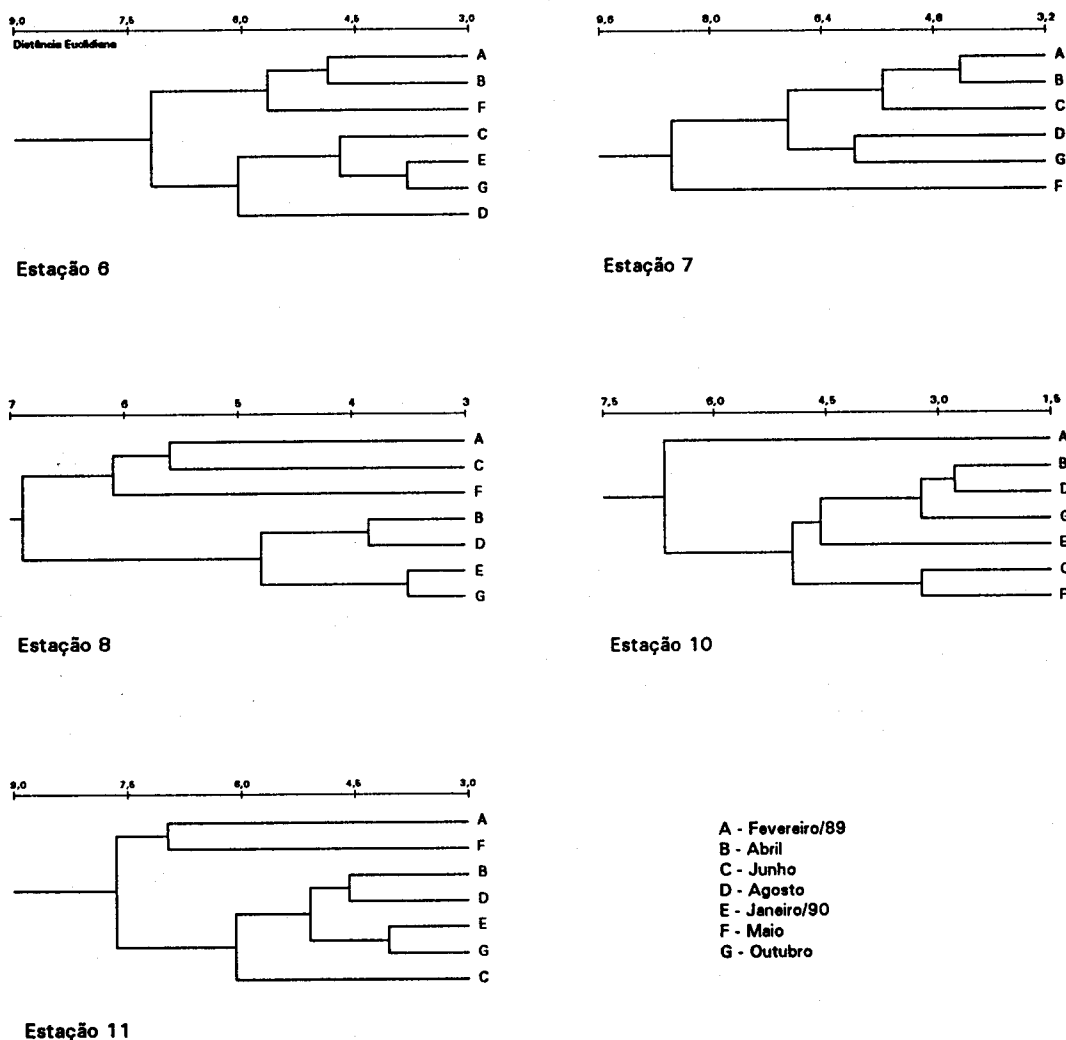


FIGURA 6.24 - Análise aglomerativa (UPGMA) da comunidade de macroinvertebrados entre diferentes épocas do ano, em cinco estações de amostragem (estação 6, estação 7, estação 8, estação 10 e estação 11)

Nas cinco estações consideradas, verifica-se uma tendência sazonal de agrupamento, diferenciando-se, para a globalidade das estações (embora com a especificidade própria de cada local, caracterizado pelas perturbações que sofreu), uma situação de Primavera, e uma outra, que surge relacionada com o período estival, sem caudal. As amostragens referentes a Janeiro de 1990 surgem agrupadas às épocas que evidenciam menor número de indivíduos e menor riqueza (Agosto de 1989 e Outubro de 1990). Em nenhum local do rio, o mês de Janeiro de 1990 apareceu agrupado com o Inverno do ano anterior (Fevereiro). Pelo contrário, Fevereiro aproxima-se preferencialmente de uma situação de Primavera.

Analisando os resultados obtidos em cada uma das estações de amostragem, e tendo em consideração o impacto das perturbações que se pretendem detectar, verifica-se que, na estação 6, a amostragem efectuada em Junho, durante uma situação em que se detectou o efeito de uma forte precipitação, evidencia uma quebra muito acentuada do número de indivíduos, inferior à determinada no mês de Agosto, em período de características lénticas (Figura 6.23). Em Junho, a estrutura da comunidade surge associada, no mesmo grupo (UPGMA), com a definida em Janeiro e Outubro de 1990- e Agosto de 1989, e que se caracteriza por apresentar menor número de indivíduos e menor riqueza taxonómica (Figura 6.24).

Na estação 7, pelo contrário, Junho relaciona-se com a estrutura da comunidade determinada para um período primaveril. O número de táxones presentes é semelhante ao verificado em Abril. A abundância, sendo inferior em Junho, comparativamente com a verificada em Abril, parece relacionar-se com a evolução temporal que determina uma abundância mais reduzida durante o Verão (em período sem caudal).

Na estação 8, Junho agrupa-se conjuntamente com as amostragens efectuadas em situação de Primavera, o que, sobretudo, se deve ao elevado número de táxones registado. Pelo contrário, no mês de Abril e durante a enxurrada, o número de táxones é reduzido, verificando-se igualmente uma quebra na abundância dos macroinvertebrados. A estrutura da comunidade em Abril surge associada a Agosto, uma situação que evidencia reduzida riqueza taxonómica e reduzida abundância de macroinvertebrados.

Nas estações 10 e 11, durante a enxurrada de Abril, verifica-se, de uma forma semelhante ao que ocorreu na estação 8, uma quebra muito acentuada no número de indivíduos. A comunidade aparece igualmente relacionar-se com uma situação de Verão.

Pode-se concluir que, em Junho, a forte precipitação ocorrida na zona de Montoito, e que provocou um "input" de materiais externos ao sistema, com consequente turvação da água, apenas parece ter constituído alteração na estrutura da comunidade na estação 6, o local no rio Degebe mais próximo de Montoito. De facto, os invertebrados, aparentemente, toleram níveis elevados de sólidos em suspensão (ERMAN & LIGON, 1988). GRAY & WARD (1982) observaram que o aumento dos sólidos em suspensão, exportados por uma albufeira, estimulava o desenvolvimento de alguns táxones. Por sua vez LENAT *et al.* (1981) referem que a deposição de sedimentos finos, geralmente, não reduz a abundância ou a biomassa dos invertebrados, devido à preferência de muitos táxones por substrato com características finas.

A enxurrada verificada em Abril, pelo contrário, evidenciou um forte efeito perturbador nas três estações amostradas. A estrutura da comunidade apareceu relacionada com uma situação típica de Verão, e o número de indivíduos e a riqueza taxonômica diminuíram de uma forma significativa, sendo, no entanto, o declínio da abundância proporcionalmente superior ao da riqueza taxonômica, facto igualmente registado por DOEG *et al.* (1989) na Austrália. Do mesmo modo, ROSILLON (1989), SCRIMGEOUR & WINTERBOURN (1989), QUINN & HICKEY (1990) e GILLER *et al.* (1991), entre outros, referem o efeito das enxurradas na redução da abundância de macroinvertebrados bentônicos. Por outro lado, REICE (1985), ROBINSON & MINSHALL (1986) e ROBINSON *et al.* (1990), consideram a importância das perturbações físicas na estrutura das comunidades, devido ao processo de colonização que se gera, após redução das populações.

A colonização biótica, posterior às perturbações, tem sido descrita para diferentes organismos. Para os invertebrados, e de acordo com a bibliografia existente, a resiliência (definida como o tempo necessário de recolonização) varia de alguns meses a um ano (Quadro 6.12), sobretudo em função do tipo de rio, da severidade da perturbação e dos parâmetros medidos (FISHER *et al.*, 1982; WALLACE, 1990).

QUADRO 6.12 - Resiliência de invertebrados, após fenómenos de enxurrada

Perturbação	Organismos	Tempo (dias)	Referência
enxurrada	invertebrados	<120	HOOPES, 1974
enxurrada	invertebrados	30-40	FISHER <i>et al.</i> , 1982
enxurrada	invertebrados	365	MOLLES, 1985
enxurrada	invertebrados	8-21	DOEG <i>et al.</i> , 1989
várias enxurradas	invertebrados	20-40	GRIMM & FISHER, 1989
enxurrada	invertebrados	8-30	LAKE & SCHREIBER, 1991

No rio Degebe, embora se tenha verificado uma reduzida resistência à enxurrada (definida como a deformação que a variável biótica sofre durante a perturbação) ocorrida em Abril (elevada redução do número de indivíduos), os resultados obtidos apontam para uma rápida recuperação do sistema. Dois meses depois, em Junho, verificou-se um aumento significativo do número de indivíduos (detectado nos locais onde foram registados os efeitos da enxurrada: estações 8, 10 e 11 -ANEXO I). GRIMM & FISHER (1989) referem, para zonas áridas e semi-áridas dos E.U.A, baixa resistência mas resiliência elevada a fenómenos perturbadores do tipo enxurrada. Os mesmos autores atribuem as rápidas taxas de recolonização às temperaturas favoráveis da água, descargas de água estáveis (após a enxurrada), elevada luminosidade e consequente desenvolvimento da produtividade primária e da produção secundária. HOOPES (1974), SAGAR (1988), MEFFE & MINEKLEY (1987), SCRIMGEOUR & WINTERBOURN (1989), concordam em que as enxurradas causam elevada mortalidade, com um recrutamento posterior relativamente rápido.

TOWNSEND (1989) sugere que os organismos procuram locais de refúgios durante as enxurradas, recolonizando a partir daqueles, em fase posterior. A recolonização envolve diferentes processos para recrutamento de espécies e WILLIAMS & HYNES (1976b), referindo-se a rios canadenses, ordenam-nos pela seguinte ordem de importância: deriva no sentido da corrente; recolonização aérea por adultos (oviposição); migrações da zona hiporreica para a superfície do substrato; movimentos contrários ao sentido da corrente.

Em rios permanentes, muitos investigadores (e.g. TOWNSEND & HILDREW, 1976; WILLIAMS & HYNES, 1976b; WILLIAMS, 1977; BIRD & HYNES, 1981; BENSON & PEARSON, 1987) concordam que a deriva, na qual os organismos se movem continuamente no sentido da corrente, representa a maior fonte de colonização de uma determinada zona perturbada de um rio.

Em rios temporários, a recolonização aérea e os movimentos verticais, com origem em substratos profundos, representam as duas principais vias de recolonização (GRAY & FISHER, 1981). GRAY & FISHER (1981) referem que, para um rio localizado numa zona semi-árida dos E.U.A., os padrões principais de recolonização, após enxurradas, variam sazonalmente; durante o Inverno, os adultos aquáticos (Coleoptera e Hemiptera) representam a maior fonte de colonização, enquanto que no Verão a maior taxa de recolonização ocorre por oviposição de adultos, via aérea (Ephemeroptera e Diptera). Por sua vez, WILLIAMS (1977) verificou que, após o período seco de Verão, as migrações ascendentes do substrato constituem a principal fonte de recolonização.

6.3.3 Impacte de uma enxurrada de efeitos catastróficos

As precipitações que ocorreram em Novembro e Dezembro de 1989 provocaram uma enorme enxurrada (escoamento de $221,10 \times 10^6 \text{ m}^3$ e $357,49 \times 10^6 \text{ m}^3$, respectivamente) que inviabilizou a efectivação do trabalho de campo. O impacte perturbador na comunidade de macroinvertebrados apareceu, no entanto, evidenciado em Janeiro de 1990, na reduzida abundância e na reduzida riqueza taxonómica registadas. Como ficou demonstrado, por exemplo, em relação às estações 6, 7, 8, 10 e 11, naquele mês, a estrutura da comunidade assemelhou-se mais com a estabelecida numa situação de Verão (e que se caracterizou por evidenciar reduzido número de indivíduos e reduzida riqueza taxonómica), do que com a observada no Inverno do ano anterior. A comunidade parece evidenciar, contudo, uma grande resiliência e cinco meses depois, em Maio, a abundância e a riqueza de táxones foram da mesma ordem de grandeza das observadas no mês de Abril do ano anterior. LADLE & BASS (1981), CANTON *et al.* (1984) e ROSILLON (1989) observaram que após perturbações catastróficas a recolonização de macroinvertebrados foi rápida e inferior a um ano.

Independentemente de alterações na abundância, potencialmente provocadas pela enxurrada, foi-se comparar a estrutura taxonómica da comunidade em termos de ordem (correlação não paramétrica de Spearman), para épocas sazonais semelhantes e em todas as estações de amostragem, durante os dois anos de estudo (Quadro 6.13). Testou-se deste modo, individualmente para cada estação de amostragem, a estabilidade

da comunidade numa situação de Inverno (Fevereiro de 1989 e Janeiro de 1990) e numa situação de Primavera (Abril de 1989 e Maio de 1990).

Observando o Quadro 6.13, verifica-se que, em situação de Inverno, a estrutura taxonómica da comunidade apenas não foi significativamente semelhante em quatro estações de amostragem. Comparativamente com Fevereiro de 1989, em Janeiro do ano seguinte o rio Degebe apresentava caudal ao longo de todo o seu curso. Consequentemente, nas estações 1 e 5, a estrutura da comunidade alterou-se, não aparecendo correlacionada com a desenvolvida em Fevereiro do ano anterior, num contexto ambiental com características lânticas. Considera-se provável que a enxurrada ocorrida em Novembro e Dezembro, e que provocou um elevado escoamento de água, seja responsável pela alteração na estrutura da comunidade, verificada um mês depois naqueles dois locais, assim como nas estações 6 e 10, esta última localizada junto à confluência da ribeira da Amieira com o rio Degebe. No entanto, se se considerar o pouco tempo decorrido desde a enxurrada até ao instante da amostragem, verifica-se uma rápida recuperação do sistema, restabelecendo-se uma comunidade que, em termos de ordem, é significativamente semelhante ao Inverno do ano anterior, em 60% dos locais amostrados.

QUADRO 6.13 - Estabilidade da comunidade. Coeficientes de correlação de Spearman entre épocas sazonais semelhantes nos dois anos de estudo (1989 e 1990).

Estações	Situação de Inverno (Fev.89/Jan.90)		Situação de Primavera (Abr.89/Maio 90)	
	<i>r</i>	<i>n</i>	<i>r</i>	<i>n</i>
1	0,137	64	0,440 ***	63
2	0,347 *	37	0,602 ***	36
3	0,413 *	36	0,183	47
4	0,479 **	33	0,474 **	34
5	-0,013	37	0,255	53
6	0,262	50	0,441 ***	58
7	-	-	0,369 **	53
8	0,562 ***	48	-0,235	48
10	0,116	46	-0,064	37
11	0,363 *	41	0,349 *	51
12	0,428 *	23	0,528 **	28

probabilidade da correlação: * $p < 0,05$; ** $p < 0,01$; *** $p < 0,001$

Em situação de Primavera, o coeficiente de correlação de Spearman não foi significativo em 4 das estações de amostragem. Nas estações 8 e 10, esse facto deve-se, sem dúvida, à alteração na estrutura da comunidade provocada pela enxurrada que foi amostrada em Abril de 1989 naqueles locais. Em relação à estação 5, é possível que a correlação não significativa seja ainda reflexo do efeito perturbador da enxurrada que ocorreu em Novembro e Dezembro de 1989. Para a estação 3, foi-se comparar a

estrutura da comunidade entre Junho de 1989 e Maio de 1990, pensando que a não existência de caudal em Maio poderia ser a causa responsável pela alteração na estrutura da comunidade, relativamente a uma situação de Primavera com caudal, no ano anterior (Abril de 1990). Deste modo, comparando situações hidrológicamente semelhantes (Junho de 1989 e Maio de 1990), pode-se testar a estabilidade da comunidade nos dois anos. Contudo, a não existência de correlação significativa ($r=0,039$; $p < 0,862$; $n=21$) colocou-nos em dúvida relativamente às causas que terão originado alteração na estrutura da comunidade.

Em sistemas lóticos, os mecanismos reguladores das variações inter-anuais em comunidades de invertebrados são praticamente desconhecidos (ROSILLON, 1989). A questão principal parece relacionar-se com a importância relativa dos mecanismos de densidade-dependente ("density-dependent") "versus" densidade-independente ("density-independent"), na regulação dos níveis das populações e na determinação da estabilidade na estrutura da comunidade.

SCHIOZAWA (1983) define mecanismos de densidade-dependente como aqueles cuja intensidade é função da densidade das populações (interacção biótica). Por outro lado, os mecanismos de densidade-independente são definidos, pelo mesmo autor, como acontecimentos catastróficos que actuam independentemente de alterações sofridas na densidade das populações. Consequentemente, as perturbações são consideradas mecanismos de densidade-independente, que forcem a comunidade para um constante estado de imaturidade (SCHIOZAWA, 1983). ROSILLON (1989) argumenta que o padrão mais comum de variação inter-anual está relacionado com fenómenos hidrológicos do tipo enxurrada (mecanismos de densidade-independente), responsáveis por redução nas populações de muitas espécies. Na mesma acepção, BOULTON & SUTER (1986) referem que, em rios temporários, o ciclo de vida das espécies pode apresentar maior variabilidade do que aqueles que as mesmas espécies desenvolvem em rios permanentes, podendo inclusivamente diferir de ano para ano devido ao regime da corrente.

PECKARSKY (1979), no entanto, através de manipulação na densidade de invertebrados, concluiu que a maioria das espécies desenvolvia mecanismos de densidade-dependente. Afirmção igualmente corroborada por PECKARSKY & DODSON (1980), HART (1983) e MCAULIFFE (1983, 1984) que demonstraram, com base em trabalhos experimentais de campo, que as interacções competitivas influenciavam significativamente a distribuição e abundância dos organismos, com reflexo último na estrutura da comunidade. Por exemplo, PECKARSKY & DODSON (1980) referem a existência de interacções competitivas entre invertebrados na presença de predadores. HILL & KNIGHT (1987), durante um trabalho experimental com manipulação da densidade de *Ameletus validus* McDunnough (Ephemeroptera), verificaram que este desenvolvia fortes mecanismos de densidade-dependente. Estes autores sugerem que o crescimento significativamente mais rápido de *A. validus* a densidades reduzidas é indicativo da existência de competição alimentar por algas perifíticas. ROSILLON (1989), estudando as causas de variações inter-anuais na comunidade de invertebrados, considera que as correlações lineares positivas, encontradas entre a taxa de mortalidade de seis espécies de invertebrados e o logaritmo da densidade inicial, são reflexo de mecanismos de densidade-dependente na regulação da densidade dessas espécies. O

mesmo autor refere que, em condições abióticas estáveis, a comunidade desenvolve uma estrutura mais equilibrada, podendo-se observar marcadas variações inter-anuais na ocorrência das espécies. Nestas condições, os mecanismos de densidade-dependente, tais como os factores de competição, a predação, a disponibilidade de alimento, podem regular algumas populações de invertebrados.

Varição inter-anual na abundância de Mollusca

Ao nível dos táxones, em 1990 e comparativamente com o ano anterior, detectaram-se alterações que podem ser atribuídas ao efeito perturbador da enxurrada. Nomeadamente e referindo-nos às mesmas duas épocas sazonalmente comparáveis (Fevereiro 1989/Janeiro 1990 e Abril 1989/Maio 1990), verifica-se uma diminuição significativa no número de moluscos (Quadro 6.14 e Figura 6.25).

QUADRO 6.14 - Abundância relativa de moluscos (%) em épocas sazonalmente comparáveis nos dois anos de estudo (1989 e 1990)

Estações	Inverno		Primavera	
	Fev/89	Jan/90	Abr/89	Mai/90
1	41,77	58,23	69,25	30,75
2	0,00	0,00	100,00	0,00
3	100,00	0,00	99,35	0,65
4	0,00	0,00	50,00	50,00
5	98,68	1,32	92,90	7,10
6	100,00	0,00	100,00	0,00
7	-	-	98,23	1,77
8	99,25	0,75	100,00	0,00
9	-	-	-	-
10	90,91	9,09	100,00	0,00
11	100,00	0,00	71,43	28,57
12	0,00	0,00	100,00	0,00

Apenas em Janeiro de 1990, na estação 1 foi registada uma abundância superior, em comparação com o Inverno do ano anterior. Este facto poderá estar relacionado com as características do local que, apresentando encostas muito planas, terá possibilitado locais de refúgio em poças marginais. ORTEGA *et al.* (1991) referem que durante as enxurradas os táxones têm tendência a desenvolver mecanismos de dispersão, refugiando-se em poças que se formam na planície de inundação e que, após a enxurrada, funcionam como locais de recolonização do sistema.

No rio Degebe, em 1990, verificou-se a quase ausência de *Ranunculus peltatus* Schrank. Este facto deverá estar relacionado com o efeito abrasivo da velocidade da corrente e dos materiais arrastados durante a enxurrada, possíveis responsáveis pelo arrastamento de plantas com raízes ligadas ao substrato do leito do rio (Capítulo 5).

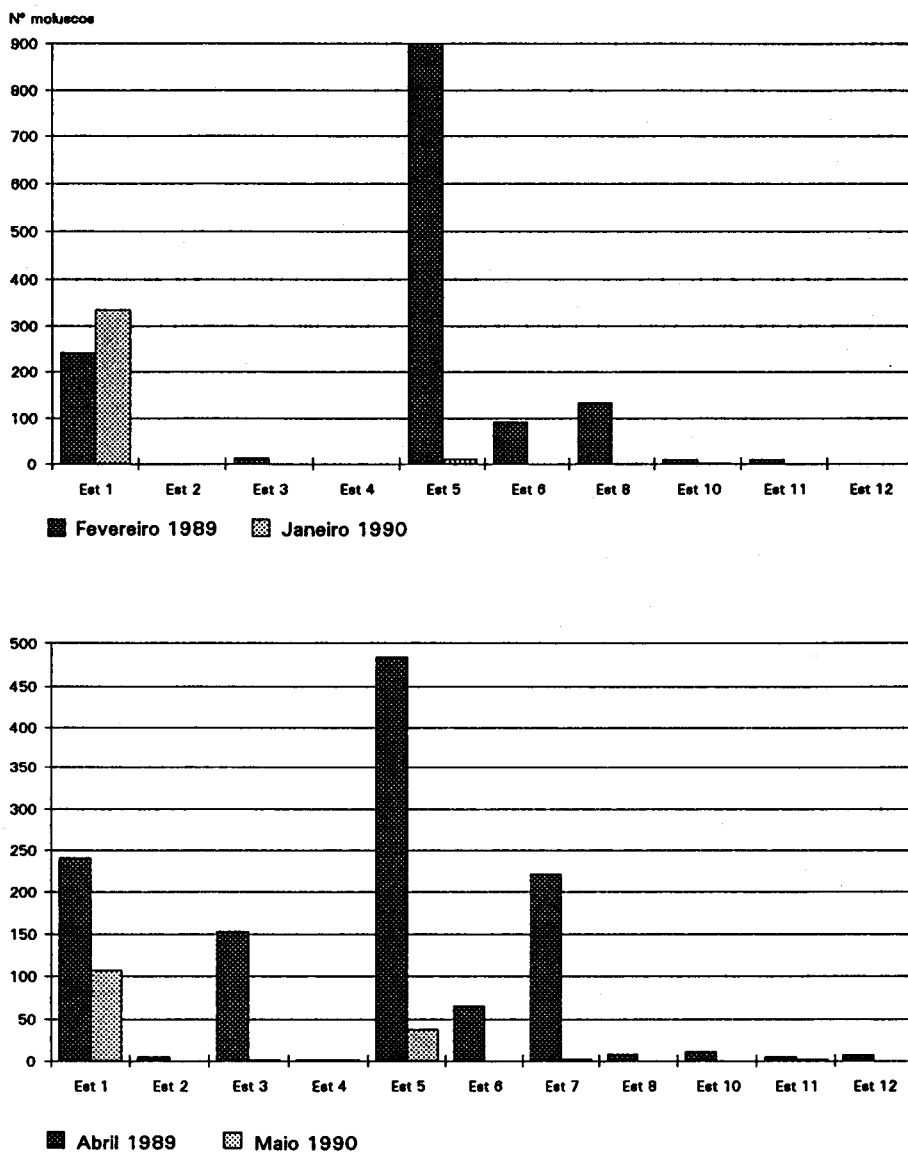


FIGURA 6.25 - Variação inter-anual (1989/1990) na abundância de moluscos numa situação de Inverno e numa situação de Primavera

A relação entre plantas aquáticas e a composição específica da população de moluscos tem sido reconhecida por alguns investigadores. PIP & STEWART (1976) demonstraram uma nítida preferência de duas espécies do género *Physa* e *Lymnaea* pelo meio vegetal. PIP (1978) descreveu, para diferentes "habitats" que incluíam lagos, albufeiras e rios, a relação entre a composição específica de populações de gastrópodes e plantas aquáticas. Outros autores têm, também, referido a existência de relações

preferenciais de invertebrados por macrófitos submersos de folhas pequenas bem diferenciadas, tais como *Myriophyllum* sp., *Ranunculus* sp. e *Chara* sp. (e.g. ROOKE, 1986a, 1986b; SAND-JENSEN & MADSEN, 1989; NEWMAN, 1991). ROOKE (1986a, 1989b) sugere, como hipótese explicativa, a possibilidade de abrigo superior daquelas folhas, comparativamente com folhas largas, que apresentam maior superfície de exposição e que são características de muitos outros macrófitos. Refere, no entanto, elevada flutuação temporal no número de invertebrados associados àquelas plantas aquáticas, devido à relativa facilidade de desalojamento (ROOKE, 1986a). Numa interpretação de ordem nutricional, SAND-JENSEN & MADSEN (1989) argumentam que as folhas de macrófitos submersos são, normalmente, delicadas e finas (1-3 camadas de células de espessura), apresentando elevados conteúdos em água e azoto e reduzido tecido de suporte. Por estas razões, tornam-se favoráveis a muitos fitófagos que rapidamente as colonizam.

Para o rio Degebe, efectuaram-se correlações entre a abundância de moluscos (transformada : $\log_{10} x$) e o índice de abundância/cobertura de *Ranunculus peltatus* Schrank. Pretendeu-se testar, deste modo, a existência de uma possível associação preferencial dos moluscos por aquela planta aquática.

No Quadro 6.15, apresenta-se o resultado da correlação para o total das estações de amostragem onde os moluscos estiveram presentes. Inclui-se, ainda, o resultado da mesma correlação mas sem a estação 1. Fez-se esta diferenciação devido ao facto de, naquela estação, não se ter verificado a ocorrência de *Ranunculus peltatus* Schrank, tendo sido, contudo, a abundância de moluscos relativamente elevada (Figura 6.25).

As correlações significativas entre a abundância de moluscos e o índice de abundância/cobertura de *Ranunculus peltatus* Schrank (Quadro 6.15), parecem indicadoras da anterior suposição. Sugere-se que a reduzida resistência de *Ranunculus peltatus* Schrank à enxurrada de efeitos catastróficos (Novembro e Dezembro de 1989) poderá ter contribuído para o arrastamento dos indivíduos a ela fixados, com conseqüente reflexo na abundância de moluscos no ano seguinte.

QUADRO 6.15 - Coeficiente de correlação entre a abundância de moluscos e o índice de abundância/cobertura de *Ranunculus peltatus* Schrank

	<i>r</i>	<i>n</i>
Total de amostragens	0,303 *	50
Total de amostragens não incluindo a estação 1	0,434 **	44

probabilidades da correlação: * $p < 0,05$; ** $p < 0,01$

No rio Degebe, os moluscos parecem igualmente desenvolver outro tipo de associação com as macroalgas filamentosas. Ao longo do rio, as macroalgas filamentosas evidenciaram maior biomassa e cobertura nas estações 1 e 5 (Capítulo 5), locais onde, na Primavera de 1990, os moluscos apresentaram a maior abundância relativa (Figura 6.25). A comprovação estatística dessa hipótese é nos dada pela

correlação positiva, existente entre a abundância de moluscos (transformada : $\log_{10} x$) e o índice de abundância/cobertura das algas filamentosas ($r=0,309$; $p < 0,05$; $n=50$).

A distribuição preferencial de algumas espécies de moluscos por um determinado substrato pode ser explicada por considerações de ordem nutricional (LAMARCHE *et al.*, 1982; SAND-JENSEN & MADSEN, 1989). No entanto, como refere GREGORY (1983), a existência de correlações significativas entre gastrópodes e determinadas espécies de macrófitos aquáticos não comprova a existência de uma dependência nutricional directa. Segundo BRÖNMARK (1989 *in* NEWMAN, 1991), é comum os gastrópodes consumirem perifiton e macrófitos em senescência, sendo no entanto mínimo o consumo directo de plantas vasculares. Foi estimado que os invertebrados requerem compostos orgânicos com uma razão carbono:azoto inferior a 17 (RUSSEL-HUNTER, 1970 *in* GREGORY, 1983). A razão carbono:azoto existente nas algas (4:1 a 8:1) torna o perifiton fonte nutricional preferencial relativamente aos macrófitos (13:1 a 69:1) (GREGORY, 1983). Contudo, as plantas submersas estão cobertas por uma comunidade de epífitos, constituída por fungos, bactérias, algas e protozoários, e por secreções de matéria orgânica provenientes da própria planta (STOUT *et al.*, 1985). LAMARCHE *et al.* (1982) demonstraram, através da análise de conteúdos estomacais de gastrópodes associados a macrófitos aquáticos, dependência por este tipo de alimento, ingerido de preferência no tecido vascular da planta.

6.4 Estrutura funcional da comunidade

6.4.1 Enquadramento teórico

Todo o ecossistema pode ser reduzido à sobreposição de dois ciclos: um ciclo de matéria e um ciclo de energia (MARGALEF, 1977). Concebe-se que a matéria circula no ecossistema, no sentido de que um átomo é assimilado por determinado organismo, passa por distintos níveis tróficos e volta ao meio ambiente em forma orgânica ou inorgânica. Pelo contrário, a energia degrada-se e não é recuperada, podendo ser considerada como um ciclo aberto que impele a transferência de matéria. Na realidade, a biosfera depende do sistema dissipativo da energia que se estende entre o sol e o espaço sideral (MARGALEF, 1977). A energia entra no ecossistema em forma de luz e é convertida em energia química pelas plantas fotossintéticas. Nas sucessivas transferências entre compartimentos tróficos, a energia circula em forma química.

Em ecossistemas aquáticos de água doce, a matéria orgânica pode evidenciar origens distintas, o que proporciona maior diversidade de alimento nos níveis tróficos subsequentes. Distinguem-se partículas com origem dentro do próprio sistema e que derivam, fundamentalmente, dos componentes autotróficos, tais como o fitoplâncton, o perifiton e os macrófitos, e partículas alóctones, derivantes de matéria orgânica externa ao sistema e que engloba matéria proveniente da vegetação ripícola.

O reconhecimento de que os invertebrados desenvolvem uma complexa e especializada comunidade biológica, com diferentes mecanismos alimentares na conversão de compostos reduzidos de carbono, permite uma classificação geral dos

sistemas, baseada nas características funcionais daquela comunidade (CUMMINS, 1973, 1974). Por sua vez, a classificação funcional dos invertebrados possibilita uma caracterização mais simplificada da comunidade (HAWKINS & SEDELL, 1981; GEORGIAN & WALLACE, 1983; DUDGEON, 1984); a variabilidade estrutural, resultante da complexidade taxonômica, é reduzida, o que, mais facilmente, permite o reconhecimento de padrões indicadores da estrutura organizativa de ecossistemas naturais (HAWKINS & SEDELL, 1981).

Utilizando o critério de grupos funcionais, desenvolvido por CUMMINS (1973), a teoria do contínuo lótico (VANNOTE *et al.*, 1980) surge como um modelo de organização trófica da comunidade de invertebrados (SCHEIRING, 1985).

VANNOTE *et al.* (1980) propõem, que a morfologia do sistema, a velocidade de corrente, a composição do substrato, a temperatura e os "inputs" de energia autóctone ou autóctone, interactuam, influenciando a disponibilidade de alimento aos invertebrados. Segundo a mesma teoria, as interações ambientais variam de intensidade ao longo de um contínuo, influenciando a distribuição e abundância dos grupos funcionais de invertebrados. Na zona de cabeceira, a maior importância relativa de materiais externos ao sistema, com origem na vegetação ripícola, determinaria a dominância de organismos detritívoros. A jusante, em troços intermédios com características autotróficas, a comunidade apresentaria maior abundância relativa de fitófagos. Nos troços inferiores, o aumento da turbidez e da matéria orgânica de menores dimensões (FPOM), proporcionaria o incremento de colectores. Os predadores, apresentando-se dependentes da biomassa de consumidores primários, desenvolveriam menor variabilidade longitudinal.

A uma escala de variabilidade temporal, o "input" de materiais externos ao sistema, como seja a introdução de folhada, em período outonal, tem sido identificada como importante fonte de alimento para os invertebrados, constituindo a maior componente energética dos sistemas com vegetação ripícola (e.g. CUMMINS, 1973; 1974; ANDERSON & SEDELL, 1979; SHORT *et al.*, 1980; HAWKINS *et al.*, 1982; CUMMINS *et al.*, 1984, 1989; BENFIELD & WEBSTER, 1985; BUNN, 1988; DUDGEON, 1989; MALTBY, 1995). Taxas de decomposição de folhada têm sido medidas em diferentes sistemas lóticos, realçando-se a importância dos detritívoros no processamento da matéria orgânica (e.g. OERTLI, 1989; DOBSON & HILDREW, 1992).

MINSHALL (1978) argumenta, no entanto, que em muitos sistemas lóticos a produção primária autóctone representa a maior fonte de matéria orgânica e que, mesmo em sistemas predominantemente heterotróficos, a produção autóctone é extremamente importante. Num estudo realizado em cursos de água na Nova Zelândia, ROUNICK *et al.* (1982) determinaram que a produção algal suporta, substancialmente, a produção secundária. Atribuem tal facto à rapidez da renovação da população de algas unicelulares, comparativamente com as taxas de crescimento de insectos aquáticos. Da mesma forma, em rios de zonas semi-áridas dos E.U.A., os detritos de origem autóctone são predominantes (BUSCH & FISHER, 1981).

A importância das algas unicelulares, particularmente as diatomácias, para os insectos aquáticos, tem sido largamente demonstrada em laboratório (e.g. FULLER & MACKAY, 1981; SUMNER & MCINTIRE, 1982; STEVENSON, 1983; BIRD & KAUSHIK, 1984; FULLER *et al.*, 1986; HILL & KNIGHT, 1987, 1988; DENICOLA *et al.*, 1990). Por

outro lado, em sistemas naturais, a distribuição de alguns invertebrados, especialmente os fitófagos, parece influenciar fortemente a comunidade periférica (e.g. LAMBERTI & RESH, 1983; CATTANEO & KALFF, 1986; COLLETTI *et al.*, 1987; HILL & KNIGHT, 1988; POWER *et al.*, 1988b; HANN, 1991; STEINMAN, 1991; POFF & WARD, 1992).

Igualmente, os macrófitos podem contribuir substancialmente para os invertebrados e para o balanço de matéria orgânica em sistemas aquáticos (e.g. FISHER & CARPENTER, 1976; CATTANEO & KALFF, 1980; HILL & WEBSTER, 1983; RODGERS *et al.*, 1983; WEBSTER & BENFIELD, 1986; NEWMAN, 1991). A sua importância para os invertebrados tem sido, fundamentalmente, referida como substrato para epífitos, locais de refúgio e fonte de detritos em fase de senescência e depois de mortos.

O reconhecimento de que muitas espécies desenvolvem um comportamento alimentar polifágico oportunista, de acordo com as características do "habitat" (CUMMINS, 1973; ROUNICK *et al.*, 1982), a disponibilidade relativa de alimento (HAWKINS *et al.*, 1982; ROUNICK *et al.*, 1982) e estados de desenvolvimento larvar (CUMMINS, 1974; FULLER & FRY, 1991), levaram à necessidade de criar tabelas de classificação trófica, fundamentadas no modelo de organização funcional dos invertebrados desenvolvido por CUMMINS (1973), mas adaptadas aos sistemas em causa. Destacam-se a adaptação proposta por GONZÁLEZ DEL TÁNAGO & GARCÍA DE JALON (1982) para a bacia do rio Douro na Península Ibérica, a classificação desenvolvida para sistemas lóticos na Austrália (CHESSMAN, 1986) e a adaptação de PLATT *et al.* (1987) para rios da América do Norte. No entanto, a variabilidade temporal de parâmetros que influenciam a disponibilidade de alimento determina, igualmente, uma importante sazonalidade nos hábitos alimentares (TOKESHI, 1986; TOKESHI & TOWNSEND, 1987). Surgem, conseqüentemente, limitações na determinação trófica de invertebrados, unicamente com base nas tabelas de classificação propostas. A análise dos conteúdos estomacais, sobretudo das espécies oportunistas, frequentes em sistemas sujeitos a grande variabilidade ambiental, apresenta-se como método complementar e necessário para a caracterização funcional do ecossistema.

6.4.2 Organização espacial

A organização das comunidades lóticas é, frequentemente, referenciada a padrões longitudinais dependentes de variáveis abióticas. A corrente impõe-se como um vector espacial na variabilidade temporal, transportando componentes bióticos e produtos da actividade biótica (FISHER *et al.*, 1982). Definem-se, conseqüentemente, padrões longitudinais independentemente do tempo, dos quais se salienta a teoria do contínuo lótico (VANNOTE *et al.*, 1980), devido à integração dos grupos funcionais na concepção organizativa da comunidade de invertebrados. Por outro lado, o modelo teórico inerente é frequentemente considerado para comparação no estudo funcional de sistemas lóticos (MINSHALL *et al.*, 1985a).

Iniciou-se a abordagem funcional da comunidade de macroinvertebrados, no rio Degebe, com base na importância relativa dos grupos tróficos, calculada por valor médio, em cada estação de amostragem (Figura 6.26).

O padrão longitudinal resultante não parece ser consistente com o modelo do contínuo lótico (VANNOTE *et al.*, 1980).



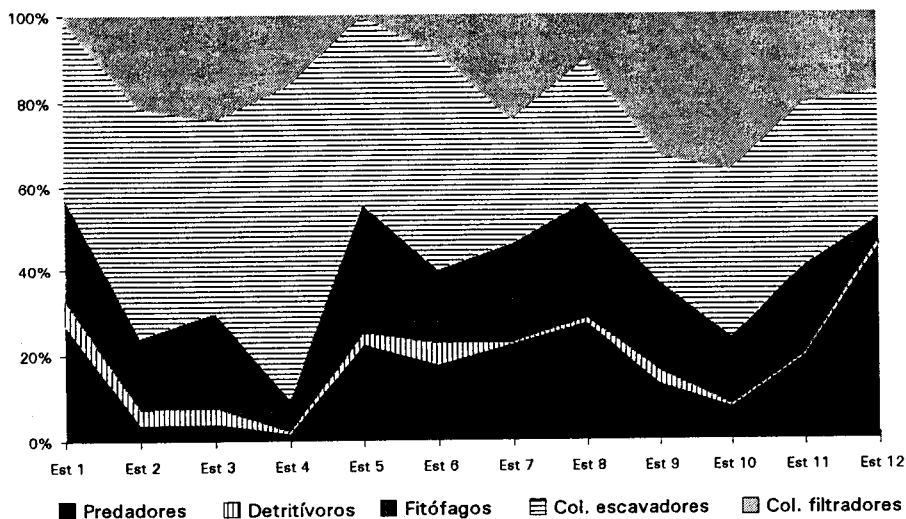


FIGURA 6.26 - Variação da abundância relativa média dos grupos tróficos ao longo do rio Degebe

Os detritívoros constituem uma pequena parte da comunidade de macroinvertebrados, não se assumindo como essenciais no processamento da matéria orgânica e no fluxo de energia do ecossistema, facto igualmente referenciado em rios na Nova Zelândia (WINTERBOURN *et al.*, 1981) e em rios situados nas zonas áridas e semi-áridas dos E.U.A. (FISHER, 1986). Em ambos os sistemas, a vegetação ripícola surge rara e descontínua ao longo dos cursos de água, com "inputs" alóctones de matéria orgânica reduzidos, comparativamente com rios de montanha.

Contrariamente ao descrito na teoria do contínuo lótico (VANNOTE *et al.*, 1980), os fitófagos evidenciam uma abundância relativamente elevada ao longo do rio e, com excepção da estação 4, localizada imediatamente antes da albufeira do Monte Novo, os colectores escavadores apresentam uma relativa constância longitudinal. Por sua vez, os colectores filtradores estão ausentes nas estações que evidenciam características lenticas (estações 1 e 5).

Os predadores são relativamente pouco importantes nas estações 2, 3 e 4, localizadas a montante da albufeira do Monte Novo e na estação 10, situada junto à confluência da ribeira da Amieira, onde é notório o efeito descontínuo do tributário na organização funcional da comunidade. No entanto, é na estação 10 que os colectores filtradores evidenciam a sua maior abundância relativa média.

Os colectores filtradores estão adaptados para remover partículas orgânicas em suspensão na água, surgindo a abundância relativa dos mesmos organismos relacionada com o aumento da qualidade ou da quantidade de sólidos totais em suspensão (MACFARLANE & WATERS, 1982; BRUNS *et al.*, 1984; POFF & MATTHEWS, 1986). Semelhante explicação aplicada ao rio Degebe evidencia a importância da matéria orgânica particulada fina (FPOM) no "input" externo proveniente do tributário.

A abundância relativa média superior de organismos colectores, comparativamente com os outros grupos tróficos (Figura 6.26), indica que FPOM representa a maior fracção de matéria orgânica particulada ingerida. No entanto, uma vez que os detritívoros desempenham apenas uma parcela reduzida no funcionamento do ecossistema, FPOM deverá ter origem noutros processos, diferentes da degradação da matéria orgânica particulada grosseira (CPOM) pelos detritívoros. WINTERBOURN *et al.* (1981), observando o mesmo fenómeno em rios na Austrália, sustentam que a maioria da matéria orgânica entra naqueles ecossistemas em forma de pequenas partículas arrastadas pelo vento, pelo escoamento superficial e pela erosão dos solos. Sugerem que semelhantes fontes de matéria orgânica assumem considerável importância em muitos outros sistemas lóticos.

FISHER (1986), referindo-se a rios temporários de zonas áridas e semi-áridas dos E.U.A., argumenta como principal razão para a ausência de detritívoros, a reduzida capacidade de retenção e armazenamento da matéria orgânica com origem externa, rapidamente exportada pelo regime torrencial das enxurradas. CUMMINS (1974), estudando rios de montanha com vegetação ripícola de margem, nota, igualmente, a importância da retenção de troncos e ramos para acumulação de folhas e posterior utilização trófica. WINTERBOURN *et al.* (1981) e HILDREW *et al.*, (1991) consideram que o desenvolvimento de condições para a retenção de CPOM é o factor essencial para a ocorrência de detritívoros.

O impacte da albufeira do Monte Novo, fundamentalmente destinada a armazenamento de água, reflecte-se no desenvolvimento de condições lênticas imediatamente a jusante da barragem. A organização funcional da comunidade de macroinvertebrados surge modificada relativamente aos locais geograficamente mais próximos, assemelhando-se à que se desenvolve na zona de cabeceira, de características lênticas (estação 1). WARD (1976) refere que a redução de caudal a jusante de barragens pode ser prejudicial para os organismos bentónicos, devido a uma maior homogeneização do substrato e à diminuição da população algal. Segundo o mesmo autor, os organismos devem tendencialmente apresentar dimensões reduzidas, estando, sobretudo, representados por colectores como Oligochaetas e pequenos Dípteros. No rio Degebe, embora o substrato se apresente homogéneo e a clorofila *a* perífítica seja inferior (Capítulo 5), comparativamente com locais situados a montante, a comunidade estrutura-se de uma forma equilibrada pelos três grupos tróficos mais abundantes: colectores escavadores, fitófagos e predadores. Tal facto realça, mais uma vez, a importância das algas filamentosas para a comunidade de macroinvertebrados, ao mesmo tempo que faz reflectir sobre o efeito benéfico das descargas mínimas, efectuadas ao longo do período estudado, sempre que o sistema de descarga foi accionado em manobras periódicas de manutenção.

As discontinuidades espaciais detectadas na organização funcional da comunidade de macroinvertebrados, reflectem, não só o efeito da barragem e do tributário, comumente referenciado em bibliografia (e.g. WARD, 1976; MINSHALL *et al.*, 1983; WARD & STANFORD, 1983a, 1984; BRUNS *et al.*, 1984; STANFORD & WARD, 1984; MINSHALL *et al.*, 1985a; NOVOTNY, 1985; ZISER, 1985; GORE *et al.*, 1989; TROELSTRUP & HERGENRADER, 1990), mas também o impacte da actividade agrícola que é elevado na zona litoral à albufeira do Monte Novo, onde se insere a estação 4.

Neste local, os detritívoros estão praticamente ausentes e os predadores e os fitófagos são diminutos, estando a comunidade de macroinvertebrados maioritariamente constituída por organismos colectores escavadores. PERRY & SCHAEFFER (1987) referem que, em zonas sujeitas à actividade agrícola, a maior proporção de colectores, relativamente aos outros grupos, poderá ser devida ao provável maior "input" de partículas orgânicas finas.

6.4.3 Organização temporal

No rio Degebe, verifica-se uma acentuada variação temporal na abundância relativa média dos grupos tróficos (Figura 6.27).

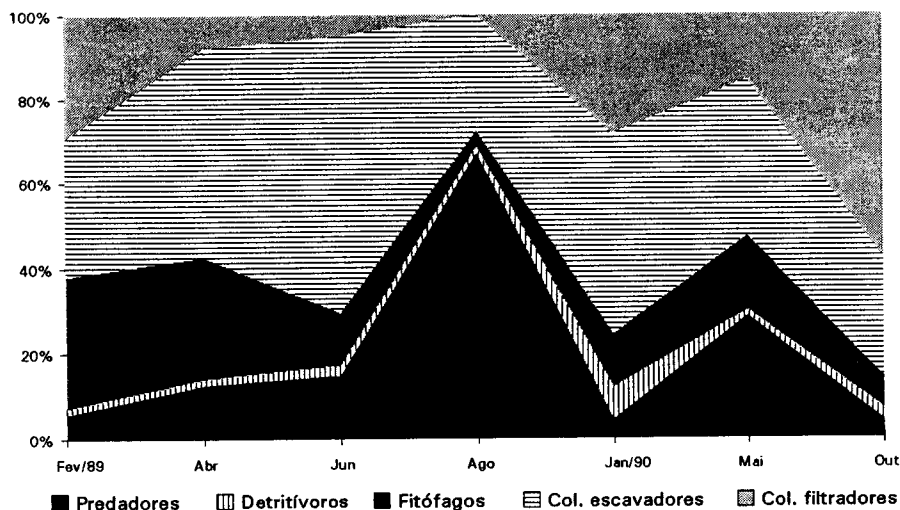


FIGURA 6.27 - Variação da abundância relativa média dos grupos tróficos ao longo do período estudado

Os detritívoros, embora representando uma pequena parcela na organização funcional da comunidade, evidenciaram a sua maior abundância relativa na amostragem efectuada, em Janeiro de 1990, a seguir à enxurrada ocorrida em Novembro e Dezembro, e que poderá ter contribuído para a introdução de matéria orgânica externa ao sistema. YOUNG *et al.* (1978) e PECKARSKY (1980) sugerem que, em rios não perturbados, os detritívoros são essencialmente espécies oportunistas que ocorrem onde as condições lhes são favoráveis.

Com excepção do mês de Agosto, os colectores apresentaram-se como organismos dominantes. Durante aquele mês, em que ao longo do rio se evidenciaram características lênticas, os colectores filtradores estiveram ausentes, determinando os predadores a maior abundância relativa.

Na Figura 6.27 verifica-se que os colectores filtradores surgem tendencialmente com maior proporção relativa nas épocas do ano com corrente. Os Simuliidae, surgindo

como principais contribuintes no referido grupo trófico, durante os períodos do ano com maior corrente (Fevereiro e Abril de 1990, e Janeiro e Outubro de 1990) (Quadro 6.16), foram efectivamente descritos como filtradores passivos, dependentes da corrente para estímulo do seu mecanismo alimentar (LADLE *et al.*, 1972; LADLE, 1990). No final da Primavera/início de Verão (Junho de 1989 e Maio de 1990), as larvas do género *Hydropsyche* (*Hydropsyche lobata* e *Hydropsyche exocellata*) foram numericamente dominantes no grupo trófico dos colectores filtradores.

QUADRO 6.16 - Contribuição relativa média, em percentagem, e desvio padrão () de táxones colectores filtradores dentro do respectivo grupo trófico

	Fev/89	Abril	Junho	Jan/90	Maio	Outubro
Simuliidae	80,58 (22,45)	91,92 (10,60)	42,35 (34,87)	96,15 (5,63)	18,64 (20,58)	98,83 (2,59)
<i>Hydropsyche lobata</i>	19,03 (22,00)	7,16 (8,81)	24,97 (34,21)	0,99 (2,73)	28,79 (20,82)	1,07 (2,62)
<i>Hydropsyche exocellata</i>	0,37 (0,64)	0,92 (2,04)	25,09 (31,80)	-	37,90 (25,47)	-
Outros	0,02 (0,06)	-	7,59 (22,76)	2,85 (5,63)	14,67 (34,63)	0,10 (0,24)

Os predadores demonstraram uma nítida evolução temporal (Figura 6.27). Durante o Inverno, apresentaram-se com uma abundância relativa efectivamente reduzida, que progressivamente foi adquirindo importância ao longo do tempo, até uma situação de dominância durante o Verão. Dos táxones que constituem o grupo salienta-se *Plea leachi*, uma espécie de características lênticas que, no mês de Agosto, contribuiu com uma proporção média de 88,46% para o respectivo grupo.

Os fitófagos evidenciaram, igualmente, uma elevada variação temporal (Figura 6.27), determinada por uma abundância relativa superior na Primavera e em situação de Inverno ameno (Fevereiro de 1989). Com base na análise de conteúdos estomacais, verificou-se que os fitófagos estão, maioritariamente, representados por táxones polifágicos, que apresentam preferências alimentares relacionadas com a disponibilidade de alimento: selecção de partículas orgânicas de dimensão reduzida (FPOM); e/ou ingestão de algas perifíticas. Diferenciam-se, por isso: a sub-família Orthoclaadiinae; a sub-família Chironiminae; *Chironomus* gr. *plumosus*, *Chironomus* gr. *thummi*; *Baetis fuscatus*; *Baetis pavidus*; *Cloeon simile*; *Cloeon schoenmundi*; *Procloeon* sp.; *Choroterpes picteti*; *Thraululus bellus*; e *Habrofflebia fusca*.

No Quadro 6.17 apresentam-se, para o grupo fitófago, as respectivas contribuições médias relativas, por época do ano.

A análise dos resultados revela, sobretudo, a importância dos Chironomidae na conversão da matéria orgânica autóctone do sistema.

MACARTHUR (1955 in REDFEARN & PIMM, 1988) argumenta que as espécies que desenvolvem comportamento polifágico podem evidenciar menor susceptibilidade a reduções na população. Consequentemente, tendem a demonstrar menor variabilidade

temporal, comparativamente com espécies que apresentam hábitos alimentares especializados. Com base em trabalhos experimentais, realizados com insectos terrestres herbívoros polifágicos, REDFEARN & PIMM (1988) verificaram que o grau de polifagia se encontrava negativamente correlacionado, ou não correlacionado, com a variabilidade populacional. Tal facto, segundo os autores, suporta o argumento, proposto por MACARTHUR (1955 in REDFEARN & PIMM, 1988), de que a variabilidade populacional em insectos herbívoros monofágicos pode, em parte, reflectir variações nos níveis de disponibilidade alimentar.

QUADRO 6.17 - Contribuição relativa média, em percentagem, e desvio padrão () de táxones polifágicos para o grupo trófico fitófago

	Fev/89	Abril	Junho	Agosto	Jan/90	Mai	Outubro
<i>Orthoclaadiinae</i>	44,41 (20,60)	33,76 (22,93)	16,43 (13,05)	6,96 (7,90)	61,47 (35,26)	32,74 (22,69)	39,71 (26,39)
<i>Chironiminae</i>	35,15 (14,35)	20,12 (17,35)	26,29 (15,34)	51,75 (41,49)	14,54 (30,59)	44,61 (24,41)	30,50 (21,82)
<i>Chironomus gr. plumosus</i>	0,30 (0,55)	4,76 (11,52)	5,76 (10,08)	9,30 (24,45)	0,28 (0,88)	0,55 (1,00)	7,16 (16,16)
<i>Chironomus gr. thummi</i>	-	-	-	14,91 (32,97)	-	0,01 (0,02)	2,04 (4,63)
<i>Baetis fuscatus</i>	0,00	2,72 (5,69)	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
<i>Baetis pavidus</i>	0,00	0,41 (0,75)	0,00	-	0,00	0,00	0,00
<i>Cloeon simile</i>	0,63 (1,61)	0,67 (1,48)	0,70 (1,72)	0,57 (1,88)	0,00	3,42 (5,46)	0,48 (0,91)
<i>Cloeon schoenmundi</i>	0,73 (1,13)	3,76 (7,33)	0,00	0,00	0,52 (1,02)	0,95 (2,02)	0,61 (1,43)
<i>Proclaeon sp.</i>	0,21 (0,50)	1,28 (2,33)	0,11 (0,34)	0,09 (0,31)	0,94 (2,02)	0,41 (0,99)	0,00
<i>Choroterpes picteti</i>	0,01 (0,05)	0,14 (0,39)	9,43 (21,32)	3,15 (7,60)	0,00	4,44 (8,99)	0,00
<i>Thraulius bellus</i>	0,34 (1,19)	1,21 (3,38)	0,00	0,19 (0,63)	0,42 (1,32)	0,13 (0,44)	0,43 (1,44)
<i>Habroflebia fusca</i>	-	0,02 (0,05)	-	-	0,00	-	-
TOTAL	80,70 (27,38)	70,29 (18,79)	59,45 (27,84)	87,20 (21,10)	79,09 (29,53)	90,86 (12,46)	80,94 (24,15)

Em sistemas lóticos, sujeitos a inúmeras perturbações naturais, a argumentação de MACARTHUR (1955 in REDFEARN & PIMM, 1988) poderá ser de difícil aplicabilidade, sobretudo se tivermos em consideração o curto período de vida de alguns invertebrados aquáticos, que desenvolvem populações com distribuições descontínuas e fragmentadas. Com esta característica definem-se os Chironomidae, cujos estados de desenvolvimento larvar, em sistema aquático, apresentam duração de poucas semanas (LADLE, 1990). No rio Degebe, considerando os doze táxones polifágicos, verificou-se que *Orthoclaadiinae*, *Chironiminae*, *Chironomus gr. thummi*, *Baetis fuscatus* e *Baetis*

pavidus se relacionavam significativamente com a evolução temporal de descritores físico-químicos e produtores primários (cf. pag. 22 e 23). Pelo contrário, *Cloeon simile*, *Cloeon schoenmundi*, *Procloeon* sp., *Choroterpes picteti*, *Thraulius bellus* e *Habroflebia fusca* diferenciam-se, surgindo independentes da evolução temporal do sistema.

Analisemos em seguida a evolução temporal das preferências alimentares fitófagas, desenvolvidas pelos mesmos táxones e obtidas com base na análise dos conteúdos estomacais (Quadro 6.18).

QUADRO 6.18 - Proporções relativas médias, em percentagem, e desvio padrão () de algas perifíticas nos conteúdos estomacais de táxones polifágicos

	Fev/89	Abril	Junho	Agosto	Jan/90	Mai	Outubro
<i>Orthocladiinae</i>	74,88 (0,55)	68,09 (21,58)	50,08 (19,67)	65,75 (32,85)	53,34 (22,83)	67,45 (14,09)	49,63 (23,17)
<i>Chironiminae</i>	75,27 (2,19)	74,11 (2,46)	51,68 (14,08)	59,96 (9,55)	64,21 (17,96)	71,61 (9,87)	48,43 (26,28)
<i>Chironomus gr. plumosus</i>	86,11 (15,52)	91,56 (13,08)	54,22 (5,79)	50,00 (35,36)	50,00 (70,71)	67,57 (14,09)	12,92 (17,70)
<i>Chironomus gr. thummi</i>	-	-	-	48,33 (2,89)	-	100,00 (0,00)	16,25 (19,74)
<i>Baetis fuscatus</i>	0,00	5,02 (2,36)	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
<i>Baetis pavidus</i>	0,00	6,01 (6,24)	0,00	-	0,00	0,00	0,00
<i>Cloeon simile</i>	35,70 (16,97)	24,21 (20,18)	9,58 (9,90)	9,52	0,00	36,84 (4,45)	13,52 (14,15)
<i>Cloeon schoenmundi</i>	36,42 (13,83)	33,78 (13,86)	0,00	0,00	7,00 (8,60)	31,30 (14,97)	11,27 (13,81)
<i>Procloeon</i> sp.	44,11 (25,33)	28,64 (22,09)	10,00 (11,55)	6,25 (8,84)	24,07 (42,77)	35,01 (6,77)	0,00
<i>Choroterpes picteti</i>	40,00	28,57 (39,34)	16,09 (12,06)	16,33 (9,60)	0,00	49,57 (3,19)	0,00
<i>Thraulius bellus</i>	25,00 (35,36)	25,06 (28,94)	0,00	11,11 (15,71)	25,00	45,45	20,00
<i>Habroflebia fusca</i>	-	10,00 (22,36)	-	-	0,00	-	-

Evidencia-se uma tendência sazonal na utilização dos recursos alimentares, expressa por um maior consumo de algas perifíticas na Primavera (Abril de 1989 e Maio de 1990) e em situação de Inverno ameno (Fevereiro de 1989). Durante os períodos de Verão, Inverno e Outono, as algas perifíticas representam uma componente reduzida na dieta alimentar de Ephemeroptera, constituindo pelo contrário, componente alimentar significativa para Chironomidae.

WINTERBOUN (1990) refere que as larvas de Chironomidae são por vezes abundantes em zonas de difusão sobre o substrato, beneficiando das partículas que circulam nesse gradiente. Noutro contexto ambiental, o mesmo autor verificou que, num rio de montanha, os Chironomidae era colonizadores importantes de substrato orgânico, onde

se acumulavam partículas finas e ultra-finas (WINTERBOWN, 1982). LADLE (1990) argumenta que, tendencialmente, as larvas de Chironomidae crescem rapidamente, desenvolvendo populações que ingerem algas bentônicas, micro-organismos e partículas detriticas. É, pois, frequente as larvas de Chironomidae surgirem troficamente associadas com algas unicelulares (e.g. TOWNS, 1981; CATTANEO, 1983; TOKESHI, 1986; TOKESHI & PINDER, 1986; TOKESHI & TOWNSEND, 1987; BATZER & RESH, 1991; HANN, 1991) e, nas classificações propostas por CUMMINS (1973) e por PLATTS *et al.* (1987), são consideradas fitófagos facultativos.

Num pequeno rio localizado em Inglaterra, TOKESHI (1986) relacionou a dinâmica temporal de utilização trófica de uma população de Chironomidae epíficos com a abundância de diatomácias. Refere a existência de correlações significativas entre a densidade, biomassa e produção de Chironomidae, e a abundância das mesmas algas.

De forma semelhante, WALLACE & GURTZ (1986) demonstraram que o corte da vegetação ripícola, num rio com elevado ensombramento, proporcionou um incremento na densidade e na produção secundária de *Baetis* sp., explicado como resultado de um maior consumo de diatomácias.

No rio Degebe, foi verificada uma clara dominância de diatomácias nos meses de Primavera, substituídas por cianofícias durante o Verão. No Outono e no Inverno, embora a concentração de clorofila a por m^2 fosse inferior comparativamente à verificada em período Primavera/Verão, verificou-se novamente dominância de diatomácias (Capítulo 5).

As características filamentosas e mucilaginosas das cianofícias têm sido relacionadas com o consumo selectivo de muitos invertebrados, com preferência por outras algas (POWER *et al.*, 1988b; DENICOLA *et al.*, 1990). MCSHAFFREY & MCCAFFERTY (1988) referem que o *Rithrogena pelucida* (Ephemeroptera) apenas ingere algas bentônicas que evidenciem reduzida rugosidade. Sugerem que a população de algas filamentosas interfere na selecção de alimento, e que o ciclo de vida desta espécie apresenta um padrão sazonal relacionado com a sucessão da comunidade perifítica. POFF & WARD (1992) observaram a presença de cianofícias nos conteúdos estomacais de *Agapetus boulderensis* Milne (Trichoptera). Verificaram, contudo, que, frequentemente, as cianofícias não eram digeridas, relacionando este facto com a baixa qualidade alimentar destas algas, comparativamente com as diatomácias e as clorofícias.

No rio Degebe, é provável que a diminuição da pressão exercida sobre a comunidade perifítica, durante o Verão, se deva à dominância das cianofícias (Capítulo 5). Contudo, durante o mesmo período do ano, Chironomidae evidenciou uma proporção significativa no consumo de algas perifíticas (Quadro 6.18), determinada pela identificação de fragmentos das cianofícias *Anabaena* sp., *Aphanizomenon* sp. e *Oscillatoria* sp. nos seus conteúdos estomacais, o que pressupõe digestão das referidas algas. Em Janeiro de 1990, a menor biomassa algal registada ($cl.a = 14,84 \text{ mg/m}^2$) poderá estar relacionada com a menor assimilação de algas perifíticas, comparativamente com Fevereiro do ano anterior. Relativamente ao mês de Outubro de 1990, observaram-se características de transição na sucessão temporal do perifiton, com presença de cianofícias numa comunidade dominada por diatomácias (Capítulo 5). Por este motivo, considera-se provável que os táxones polifágicos apresentem proporções algais nas suas dietas, próximas das verificadas em situação de Verão.

6.4.4 Ordenação global

À semelhança do que foi realizado no estudo taxonómico da comunidade, efectuou-se uma análise global da estrutura funcional. Permite-se, deste modo, analisar a organização funcional da comunidade de macroinvertebrados, visualizando, conjuntamente, variações de carácter espacial e temporal.

Utilizou-se o método de ordenação por Análise Factorial de Correspondências aplicado à matriz de abundâncias relativas dos grupos trófico nas respectivas 79 unidades amostrais (5 grupos tróficos x 79 estações de amostragem).

O resultado da Análise Factorial de Correspondências, para os três primeiros eixos, apresentou valores próprios de 0,196, 0,141 e 0,081, respectivamente, a que corresponde uma variância acumulada de 89,34%.

Nas Figuras 6.28 e 6.29, apresentam-se o resultado da ordenação (grupos tróficos e estações de amostragem), respectivamente, para o primeiro e segundo, e para o primeiro e terceiro eixos factoriais.

No plano definido pelos dois primeiros eixos (71,92% de explicação acumulada), verifica-se que os colectores filtradores se posicionam isoladamente na parte positiva do primeiro eixo, ordenando-se os outros grupos a partir do centro (0,0) ao longo do segundo eixo que, fundamentalmente, diferencia os colectores escavadores dos detritívoros e predadores (Figura 6.28). Obviamente que a maior contribuição para a explicação do primeiro eixo foi dada pelo grupo dos colectores filtradores (76,2%); os predadores com 18,1%, definem a segunda maior contribuição absoluta. No segundo eixo, as maiores contribuições absolutas pertencem aos colectores escavadores (43,0%), aos predadores (30,8%) e aos detritívoros (24,5%).

No terceiro eixo factorial, a maior oposição é definida entre os predadores e os detritívoro (com contribuições absolutas de 31,2% e 60,4%, respectivamente), colocando-se os outros grupos numa zona central, com pouca contribuição para a explicação do eixo (Figura 6.29).

Antes de se proceder à análise da ordenação das estações de amostragem nos três primeiros eixos factoriais, fomos compará-la com a ordenação efectuada para os descritores físico-químicos e produtores primários (Análise em Componentes Principais).

Pretendeu-se obter, deste modo, uma interpretação que definisse o significado ecológico da ordenação efectuada.

No Quadro 6.19, apresentam-se os resultados das correlações de Spearman entre os três eixos das duas ordenações.

QUADRO 6.19 - Coeficientes de correlação de Spearman entre os três primeiros eixos de duas ordenações: descritores físico-químicos e produtores primários (PCA), e grupos funcionais (AFC)

	PCA - I	PCA - II	PCA - III
AFC - I	-0,481 ***	-0,391 ***	-0,273 *
AFC - II	-0,161	0,028	0,204
AFC - III	0,214	-0,189	-0,233 *

* - significativa $p < 0,05$; *** - significativa $p < 0,001$

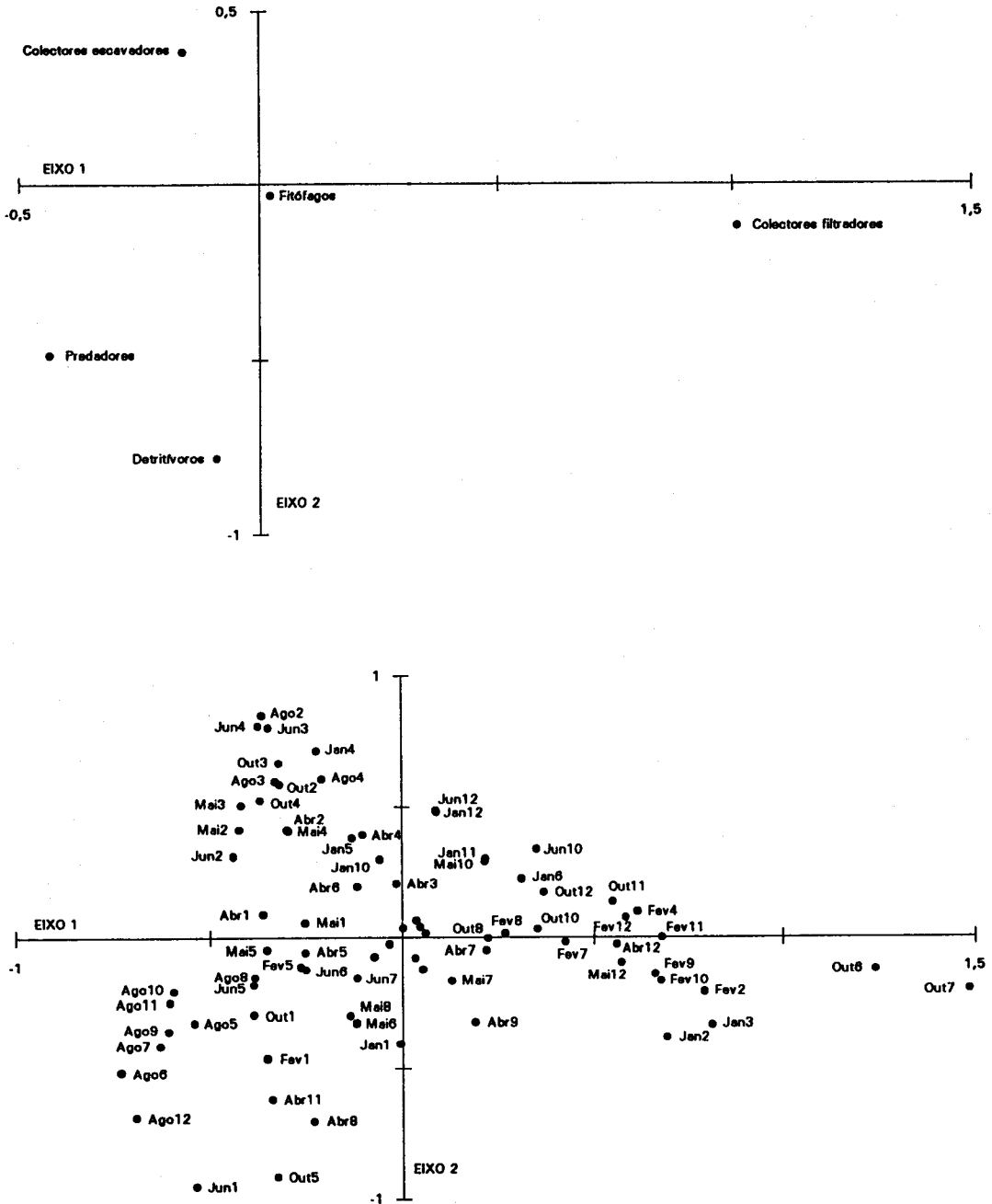


FIGURA 6.28 - Ordenação dos grupos tróficos e ordenação das estações de amostragem. Plano definido pelo primeiro e pelo segundo eixos factoriais.

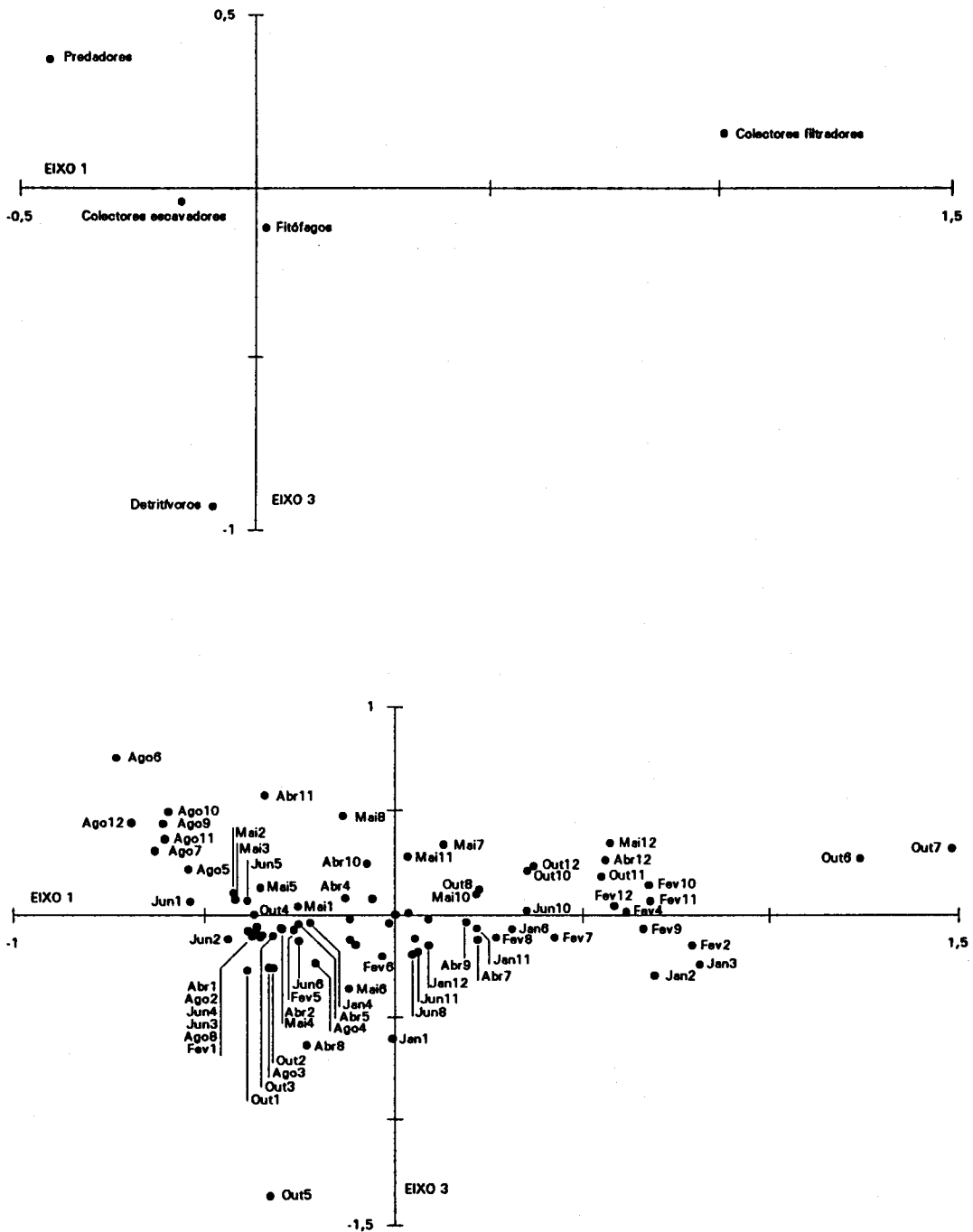


FIGURA 6.29 - Ordenação dos grupos tróficos e ordenação das estações de amostragem. Plano definido pelo primeiro e pelo terceiro eixos factoriais.

Como foi referido, a primeira componente, resultante da ordenação dos descritores físico-químicos e produtores primários, evidencia um significado temporal. Correlaciona-se positivamente com os descritores físico-químicos e produtores primários que atingem valores mais elevados e superior desenvolvimento em época estival (oxigénio dissolvido, temperatura, pH, matéria orgânica particulada, pigmentos fotossintéticos e fitobentónicos, *Typha angustifolia* L., *Scirpus lacustris* L., *Cyperus longus* L. e *Paspalum paspalodes* (Michx) Scriber), e negativamente apresenta maior correlação com a velocidade da corrente, que em sistemas mediterrânicos é elevada no período invernal. A segunda componente reflecte, fundamentalmente, a evolução espacial dos descritores. Apresenta correlações positivas com aqueles que são mais elevados na zona a montante da albufeira do Monte Novo (pigmentos perifíticos, *Typha angustifolia* L., *Ranunculus peltatus* Schrank, *Paspalum paspalodes* (Michx) Scriber, algas filamentosas), desenvolvendo correlações negativas com descritores que apresentaram valores superiores nas zonas intermédia e inferior (pH, velocidade da corrente, matéria orgânica particulada e pigmentos fitoplanctónicos). A terceira componente correlaciona-se positivamente com a clorofila *a* e feopigmentos do substrato, descritores que preferencialmente atingem concentrações superiores na zona a montante da albufeira do Monte Novo.

Observando o Quadro 6.19, verifica-se que o primeiro eixo factorial se correlaciona negativamente com as três componentes da ordenação dos descritores físico-químicos e produtores primários. Consequentemente, a oposição gerada por aquele eixo, entre colectores filtradores e, sobretudo, predadores e colectores escavadores, apresenta um significado temporal, perfeitamente definido na ordenação das estações de amostragem (Figura 6.28), pela maior abundância relativa de predadores durante o período sem caudal, no Verão, e pela superioridade relativa de colectores filtradores em época do ano com maior velocidade de corrente. O significado espacial do mesmo eixo surge identificado nas correlações obtidas com a segunda e terceira componentes da ordenação dos descritores físico-químicos e produtores primários.

O segundo eixo factorial não se apresenta correlacionado com a ordenação dos descritores físico-químicos e produtores primários. No entanto, o nível de correlação entre o referido eixo e a terceira componente ($r=0,204$, significativo para $p < 0,071$) evidencia uma tendência de maior abundância relativa de colectores escavadores na zona a montante da albufeira do Monte Novo, onde a actividade agrícola é superior. Da mesma forma, observando a Figura 6.28, verifica-se que no polo positivo do segundo eixo, surgem preferencialmente estações amostradas na zona a montante da albufeira do Monte Novo (estações 2, 3 e 4).

A correlação negativa entre o terceiro eixo factorial e a terceira componente determina, igualmente, uma tendência de maior abundância relativa de detritívoros na zona superior do rio, sobretudo durante o Inverno (Figura 6.29), em oposição a predadores e colectores filtradores, mais abundantes a jusante.

Sucessão longitudinal. Detecção de gradientes

Com base no resultado da ordenação para o primeiro eixo factorial, correlacionado com a organização longitudinal de descritores físico-químicos e produtores primários,

foi-se analisar, para cada período de amostragem, a evolução longitudinal da estrutura funcional da comunidade.

Na Figura 6.30 apresenta-se graficamente, por período de amostragem, a variação longitudinal da estrutura funcional. O eixo das ordenadas representa o primeiro eixo da ordenação, interpretado como determinante da posição ecológica das estações de amostragem, relativamente aos dois locais extremos do gradiente ambiental (BRUNS *et al.*, 1982; BRUNS & MINSHALL, 1985). No eixo das abcissas ordenam-se as estações de amostragem segundo as suas distâncias geográficas à nascente. A existência de regressões significativas, entre as distâncias ecológicas e as distâncias geográficas, indica que a comunidade se estrutura em função da localização geográfica ao longo de um gradiente ambiental (BRUNS & MINSHALL, 1985).

Observando a Figura 6.30 e o Quadro 6.20, verifica-se que, para o primeiro eixo da ordenação e considerando a totalidade das estações de amostragem, apenas se obtiveram regressões significativas nos meses de Junho e Agosto de 1989 e Maio de 1990. Se para o mês de Fevereiro considerarmos, apenas, os locais situados a jusante da barragem, verifica-se igualmente uma regressão significativa, determinante de uma evolução gradienta ao longo daquele percurso de rio. Repare-se que, para os meses de Agosto, Maio e Fevereiro, a resposta da comunidade é curvilínea, como se mostra pela transformação logarítmica da distância geográfica à nascente. O mesmo tipo de resposta da comunidade de macroinvertebrados foi encontrado em rios de diferentes dimensões (de ordem 2 até rios largos de ordem 8) na América do Norte (BRUNS *et al.*, 1982).

QUADRO 6.20 - Padrões espaciais da estrutura trófica funcional ao longo do rio Degebe. Alteração na composição (y: 1º e 3º eixos da análise factorial de correspondências) em função da distância geográfica à nascente (x).

Variável dependente	equação de regressão	r ²	df	valor F
1º eixo factorial - Fevereiro/89	$y = -3,451 + 0,980 \lg_e x$	0,80	6	23,79 **
1º eixo factorial - Junho/89	$y = -0,610 + 0,011x$	0,84	10	47,25 ***
1º eixo factorial - Agosto/89	$y = 0,237 - 0,208 \lg_e x$	0,49	9	8,77 *
1º eixo factorial - Maio/90	$y = -1,403 + 0,377 \lg_e x$	0,65	9	16,50 **
3º eixo factorial - Fevereiro/89	$y = -0,183 + (3,117 \times 10^{-3})x$	0,42	10	7,19 *
3º eixo factorial - Agosto/89	$y = -1,218 + 0,395 \lg_e x$	0,46	9	7,67 *
3º eixo factorial - Janeiro/90	$y = -0,888 + 0,214 \lg_e x$	0,58	8	11,05 *

* - significativa $p < 0,05$; ** - significativa $p < 0,01$; *** - significativa $p < 0,001$

A estrutura funcional resultante da ordenação do primeiro eixo, e que fundamentalmente gera a oposição entre predadores (e colectores escavadores) e colectores filtradores, determina que em Fevereiro, a jusante da barragem, em Junho de 1989 e em Maio do ano seguinte, a comunidade se estrutura longitudinalmente em relação com a maior contribuição progressiva de colectores filtradores para jusante. Em Agosto, durante o período seco, os colectores filtradores estão ausentes. Consequentemente, a

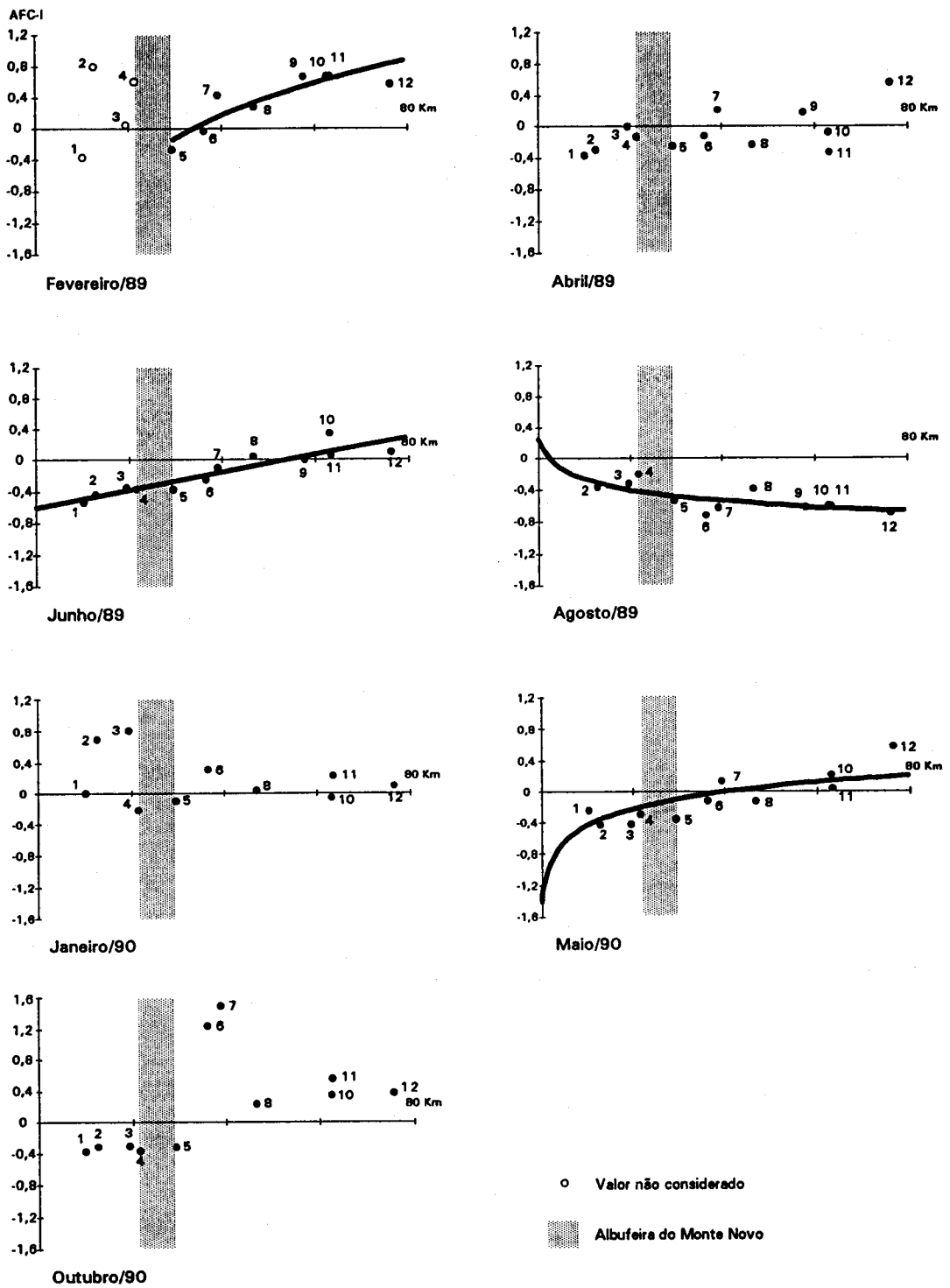


FIGURA 6.30 - Padrões espaciais da estrutura funcional para diferentes épocas do ano. Relação entre os vectores próprios no primeiro eixo factorial e a distância geográfica à nascente

estrutura trófica surge organizada longitudinalmente em função dos predadores que, contrariamente ao verificado em Junho de 1989 e Maio de 1990, assumem maior abundância relativa para jusante. Refira-se, no entanto, que a organização funcional no mês de Agosto surge independente da corrente, pois que a interrupção do caudal determina a formação de um sistema léntico, constituído por uma sucessão de poças e pegos (Capítulo 5).

O terceiro eixo factorial apresentou um nível de correlação com a organização espacial de descritores físico-químicos e produtores primários ($r = -0,189$) significativo para $p < 0,09$. Consequentemente, para a estrutura funcional resultante da ordenação do terceiro eixo factorial, surge implícita uma tendência de evolução gradienta, embora menos nítida. De facto, verificou-se que para os meses de Fevereiro e Agosto de 1989 e Janeiro de 1990, a oposição entre detritívoros e predadores determina uma estrutura funcional que evolui longitudinalmente em relação com a localização geográfica (Quadro 6.20).

Como anteriormente foi verificado, a organização funcional da comunidade de macroinvertebrados varia ao longo do tempo. Consequentemente surgem gradientes funcionais distintos, diferenciados por época do ano.

Em época de transição entre a Primavera e o Verão, o gradiente surge fundamentalmente definido pela oposição entre predadores e colectores escavadores, por um lado, e colectores filtradores, por outro lado. No Inverno, a estrutura funcional altera-se, estabelecendo-se um gradiente fundamentalmente relacionado com a maior abundância relativa de detritívoros no sentido da nascente.

No Quadro 6.20, verifica-se que em nenhuma das duas estruturas tróficas, definidas respectivamente no primeiro e terceiro eixo, foram detectados gradientes longitudinais em Abril de 1989 e Outubro de 1990. Facto que sugere ausência de gradientes longitudinais nos referidos períodos de amostragem, ou gradientes definidos por sucessão taxonómica (o que foi verificado nos meses de Fevereiro, Abril, Junho e Agosto de 1989, e Maio e Outubro de 1990) ou, ainda, existência de gradientes definidos por outras estruturas funcionais não evidenciadas nos referidos eixos.

Em consequência das suposições formuladas, foi-se verificar, para cada época do ano, a variação longitudinal dos diferentes grupos tróficos.

No Quadro 6.21 apresentam-se, para os diferentes períodos de amostragem, os grupos tróficos que variam segundo um padrão consistente ao longo do rio, ou seja, aqueles cuja abundância relativa [transformada: $\arcsin(\sqrt{x})$] é função da distância geográfica à nascente.

No Quadro 6.21, verifica-se o estabelecimento de tendências sazonais nos padrões espaciais desenvolvidos por alguns grupos.

Deste modo, nas duas situações de Inverno (Fevereiro de 1989 e Janeiro de 1990) constata-se que os detritívoros desenvolvem menor importância na comunidade, de uma forma progressiva para jusante.

Nos meses de Primavera (Abril de 1989 e Maio de 1990), os colectores escavadores diminuem a sua contribuição ao longo do rio. Pelo contrário, os colectores filtradores aumentam para jusante, no sentido do maior desenvolvimento de corrente.

No mês de Junho, nota-se igualmente um maior desenvolvimento de colectores filtradores para jusante.

QUADRO 6.21 - Padrões espaciais de grupos tróficos para diferentes épocas do ano. Alteração da abundância relativa (y) em função da distância geográfica à nascente (x).

	Variável dependente	equação de regressão	r^2	df	valor F
Fev/89	Detritívoros	$y = 0,376 - 0,072 \lg_e x$	0,51	10	10,29**
Abril	Col. filtradores	$y = -0,058 + (7,362 \times 10^{-3}) x$	0,57	10	13,44 **
	Col. escavadores	$y = 1,027 - (7,433 \times 10^{-3}) x$	0,51	10	10,43 **
Junho	Col. filtradores	$y = -0,074 + (6,526 \times 10^{-3}) x$	0,76	10	32,21***
Agosto	Col. escavadores	$y = 2,507 - 0,472 \lg_e x$	0,71	9	21,99 **
	Predadores	$y = -1,437 + 0,572 \lg_e x$	0,66	9	17,19 **
Jan/90	Detritívoros	$y = 0,824 - 0,194 \lg_e x$	0,68	8	16,75 **
Maio	Col. filtradores	$y = -0,113 + (9,732 \times 10^{-3}) x$	0,79	9	34,38 **
	Col. escavadores	$y = 1,073 - (6,456 \times 10^{-3}) x$	0,38	9	5,59 *

* - significativa $p < 0,05$; ** - significativa $p < 0,01$; *** - significativa $p < 0,001$

Em período com características lenticas (Agosto), os predadores aumentam de importância na zona intermédia e inferior, demonstrando os colectores maior abundância relativa na zona de cabeceira.

No mês de Outubro, após o reinício do ciclo hidrológico, nenhum grupo trófico evoluiu espacialmente de modo consistente ao longo do rio.

6.4.5 Relações tróficas

Para os diferentes grupos tróficos relacionaram-se as respectivas abundâncias [transformadas: $\log_{10}(x+1)$] com descritores associados a disponibilidades alimentares: clorofila a ; feopigmentos; macrófitos; e matéria orgânica particulada.

Assumindo-se que a abundância dos predadores pode ser influenciada pela abundância potencial de outros grupos (CUMMINS & KLUG, 1979; DUDGEON, 1989), incluíram-se as regressões múltiplas que utilizam para aquele grupo, a abundância de presas e dos diferentes grupos tróficos, como variáveis independentes. Analisou-se igualmente a matriz de correlação entre a abundância relativa dos grupos tróficos [transformada: $\arcsin(\sqrt{x})$], com o objectivo de se verificarem possíveis interações funcionais entre grupos.

No Quadro 6.22, apresentam-se os resultados sumários da análise de regressão múltipla, aplicada a descritores "determinantes" da abundância dos grupos tróficos no rio Degebe.

Com excepção dos detritívoros, para os restantes grupos tróficos foram encontrados modelos de regressão em que os produtores primários surgem como determinantes da abundância (Quadro 6.22). Repare-se, no entanto, que os coeficientes de determinação, nas respectivas regressões, foram relativamente baixos, o que obviamente se deve ao facto de os produtores primários não constituírem os únicos parâmetros determinantes ou explicativos dos padrões de abundância.

QUADRO 6.22 - Resultados sumários da análise de regressão múltipla aplicada a descritores determinantes da abundância dos grupos tróficos

		Variáveis independentes	Coefficientes de regressão	Regressão valor F	R ²	d.f.
Produtores primários						
Fitófagos	cl. <u>a</u> bentónica		0,025			
	feopig. bentónicos		-0,014	3,72 *	0,07	76
Fitófagos	(<i>Ranunculus</i> sp.) ²		4,67x10 ⁻⁶			
	log ₁₀ (filamentosas)		0,371	10,25 ***	0,19	76
Fitófagos	<i>Scirpus</i> sp.		0,001	9,31 **	0,10	77
Col. escavadores	log ₁₀ (cl. <u>a</u> bentónica)		0,631	9,95 **	0,10	77
Col. escavadores	log ₁₀ (feopig. bentónicos)		0,390	6,22 *	0,06	77
Col. filtradores	cl. <u>a</u> planctónica		0,014	13,18 ***	0,18	53
Col. filtradores	feopig. planctónicos		0,025	8,24 **	0,12	53
Predadores	<i>Typha</i> sp.		-0,3x10 ⁻³			
	<i>Scirpus</i> sp.		0,002			
	filamentosas		0,008	8,94 ***	0,24	73
Presas e outros grupos						
Predadores	log ₁₀ (nº presas)		0,727	25,83 ***	0,25	75
Predadores	Fitófagos		0,805			
	Col. filtradores		-0,171	27,91 ***	0,42	74

* - significativa $p < 0,05$; ** - significativa $p < 0,01$; *** - significativa $p < 0,001$

Os fitófagos aparecem conjuntamente relacionados com a clorofila a e com os feopigmentos perifíticos (embora com estes se relacionem negativamente). Noutro modelo, com maior grau de significância e superior coeficiente de determinação, *Ranunculus peltatus* Schrank e as algas filamentosas surgem como os principais determinantes da abundância dos fitófagos. Adicionalmente, *Scirpus lacustris* L. relaciona-se, como única variável independente, num modelo de regressão significativo.

A abundância dos colectores escavadores aparece relacionada com a clorofila a e com os feopigmentos perifíticos em dois modelos independentes, onde estes descritores aparecem como únicas variáveis independentes.

Por sua vez, a abundância dos colectores filtradores surge, também, determinada em dois modelos distintos, respectivamente, pela clorofila a e pelos feopigmentos planctónicos. Refira-se que, para os colectores filtradores, não foi encontrado nenhum modelo de regressão em que a matéria orgânica particulada se encontrasse significativamente relacionada com a abundância. É possível que, no rio Degebe, os filtradores desenvolvam um comportamento alimentar com preferência por algas em suspensão na água. THOMPSON (1987a) observou, em seis espécies de larvas de Simuliidae, um consumo "oportunistico" de algas unicelulares, nos sólidos totais em suspensão. Noutro trabalho sobre hábitos alimentares de larvas de Simuliidae, o mesmo autor (THOMPSON, 1987c) conclui que as diatomácias proporcionaram maior crescimento e uma taxa de crescimento mais elevada que os detritos orgânicos com origem em folhas de árvore. FULLER & FRY (1991) referem, igualmente, a importância das algas unicelulares,

especialmente das diatomáceas, como fonte de energia para os filtradores *Hydropsyche betteni* Ross (Trichoptera) e *Simulium vittatum* Zetterstedt (Diptera).

Para os detritívoros não foi encontrado nenhum modelo de regressão significativo, facto provavelmente relacionado com a sua reduzida presença no rio Degebe.

Pelo contrário, a abundância dos predadores aparece significativamente determinada por um modelo de regressão que inclui uma relação negativa com *Typha angustifolia* L. e relações positivas com *Scirpus lacustris* L. e algas filamentosas. Este facto pode interpretar-se como reflectindo condições de "habitat" preferenciais destes organismos, significativamente relacionados com a abundância potencial de presas. Considerando, igualmente, os restantes quatro grupos tróficos como variáveis independentes, o método "Stepwise" da análise múltipla de regressão determinou uma regressão significativa, conjuntamente com os fitófagos (relação positiva) e com os colectores filtradores (relação negativa).

Com base nos resultados obtidos, pode-se referir que, no rio Degebe, a comunidade de macroinvertebrados se apresenta relacionada com os produtores primários. Não só se estabelecem regressões significativas com pigmentos fotossintéticos, indicadoras do consumo directo de algas unicelulares (fitófagos, colectores escavadores e colectores filtradores), como, também, surgem relações significativas com macrófitos aquáticos.

A vegetação aquática, proporcionando locais de abrigo e refúgio, substrato para epífitos e detritos orgânicos depois de morta (e.g. FISHER & CARPENTER, 1976; CATTANEO & KALFF, 1980; HILL & WEBSTER, 1983; RODGERS *et al.*, 1983; WEBSTER & BENFIELD, 1986; NEWMAN, 1991), parece influenciar fortemente as interacções tróficas na comunidade de macroinvertebrados (POWER, 1990). NEWMAN (1991) refere, contudo, que, em estudos laboratoriais, se comprovou a existência de relações tróficas directas, desenvolvidas entre fitófagos e macrófitos.

No Quadro 6.23, apresenta-se a matriz de correlação entre a abundância relativa dos grupos funcionais, onde se nota que todas as correlações significativas evidenciam sinal negativo, facto igualmente detectado na bacia do Douro (CORTES, 1989) e em quatro rios de terceira ordem, localizados em Hong Kong (DUDGEON, 1989).

DUDGEON (1989) sugere que as relações negativas entre grupos funcionais são reflexo de diferenças na utilização dos recursos alimentares, não as considerando resultantes preferenciais de fenómenos de competição.

PECKARSKY (1983) e MINSHALL & PETERSEN (1985), entre outros autores, têm discutido a importância dos factores bióticos ou abióticos no controle da estrutura da comunidade, sugerindo-se, por vezes, a supremacia de uns em relação aos outros (cf. pag. 38 e 39). PECKARSKY (1983) sugere que condições ambientais críticas limitam a importância da interacção biótica na estrutura da comunidade. STATZNER (1987), abordando o mesmo tema, mas segundo uma perspectiva estritamente hidráulica, sugere que os factores bióticos dominam em condições ambientais lênticas, onde o "stress" hidráulico é menor; pelo contrário, os factores abióticos assumem maior importância em zonas de corrente elevada, como sejam as cascatas e zonas de rápidos em sistemas lóticos. MATTHEWS (1988) comenta, relativamente a rios temporários de planície, que as interacções bióticas, como sejam a competição ou as interacções predador-presa, podem influenciar fortemente a estrutura das comunidades em determinadas épocas do ano. Num rio temporário na Austrália, BOULTON & SUTER (1986) tendo observado uma

elevada presença de predadores durante o estabelecimento de condições ambientais críticas, em período lântico, referem que em rios temporários se podem observar interacções bióticas (predação) importantes, em presença de condições ambientais críticas. Segundo os mesmos autores, a comprovação de tais interacções bióticas, refuta a aplicabilidade do modelo proposto por PECKARSKY (1983) aos rios temporários.

QUADRO 6.23 - Matriz de correlação de Pearson entre a abundância relativa dos grupos funcionais

	Predadores	Detritívoros	Fitófagos	Col. escavadores	Col. filtradores
Predadores	1,000				
Detritívoros	0,140	1,000			
Fitófagos	-0,111	0,113	1,000		
Col. escavadores	-0,469 ***	-0,386 ***	-0,357 **	1,000	
Col. filtradores	-0,358 **	-0,035	0,018	-0,452 ***	1,000

** - significativa $p < 0,01$; *** - significativa $p < 0,001$

Na mesma acepção, pode-se sugerir que no rio Degebe, a maior importância relativa de predadores no mês de Agosto, em condições ambientais lânticas, e as relações negativas estabelecidas entre as abundâncias relativas de predadores e colectores escavadores, e entre predadores e colectores filtradores, podem ser indicadoras de possíveis interacção bióticas do tipo predador-presa.

No entanto, o facto dos predadores identificados no mês de Agosto, correspondem a táxones muito plásticos e amplamente distribuídos, capazes de sobreviverem em condições ambientais sem caudal (*Plea leachi*, *Crocothemis servilia*, larvas pertencentes às sub-famílias Tanypodinae e Ceratopogonidae, *Ischnura elegans*, *Helochares* sp. (lv.), *Neumania* sp., entre os táxones mais abundantes), poderá sugerir que o desaparecimento de outros táxones, pouco resistentes ao período de seca estival, esteja preferencialmente relacionado com as estratégias de adaptação e refúgio, adoptadas pelos organismos a um fenómeno previsível no tempo. Independentemente da disponibilidade de alimento constituir um factor responsável pela distribuição e abundância dos macroinvertebrados (VANNOTE *et al.*, 1980), é possível que, no rio Degebe, as interacções entre grupos funcionais se apresentem subordinadas a fenómenos perturbadores, que surjam como determinantes da estrutura organizativa da comunidade.

Como MATTHEWS (1988) refere, relativamente a rios de planície com características temporárias, uma discussão sobre a importância dos factores bióticos ou abióticos no controle da estrutura da comunidade, revela a necessidade de uma abordagem a uma escala temporal, onde as interacções bióticas deverão ser consideradas. BOULTON & SUTER (1986), também segundo uma abordagem temporal, sugerem que as poças temporárias, incomunicáveis pela água superficial e que se formam quando o caudal é interrompido, proporcionam óptimas condições para o estudo das interacções bióticas.

MATTHEWS (1988), revela a necessidade de um melhor conhecimento sobre as interacções bióticas que se geram nos rios temporários, e formula a seguinte questão: "Como é que em rios temporários de planície, o efeito perturbador das enxurradas e da

interrupção do caudal se comparam e actuam sobre as interacções bióticas na determinação da estrutura e dinâmica das comunidades biológicas ?".

6.4.6 Contribuição para a diversidade

Como medida da variabilidade espacial e temporal na diversidade de cada grupo trófico, apresentam-se as respectivas evoluções médias da "contribuição de cada grupo trófico para a diversidade".

Ao observar as Figuras 6.31 e 6.32, de imediato se nota o estabelecimento de padrões, algo semelhantes aos que resultaram definidos para a variação espacial e temporal da abundância relativa dos mesmos grupos tróficos (Figuras 6.26 e 6.27). Deste modo, as estações de amostragem, ou épocas do ano, onde os grupos tróficos atingem os máximos das respectivas abundâncias relativas médias, correspondem, aproximadamente, às estações de amostragem, ou épocas do ano, em que as suas "contribuições médias para a diversidade" são mais consideráveis.

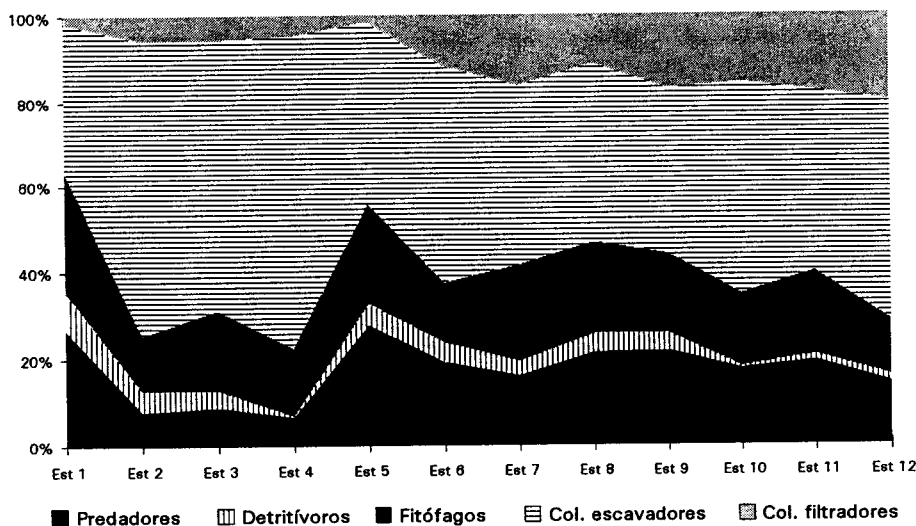


FIGURA 6.31 - Variação média espacial da contribuição de cada grupo trófico para a diversidade, ao longo do rio Degebe

Registaram-se, contudo, algumas exceções, e, de um modo geral, para o grupo dos colectores filtradores e para os predadores no mês de Agosto, as respectivas abundâncias relativas surgem marcadamente superiores às suas contribuições para a diversidade. Em relação ao grupo dos colectores filtradores, semelhantes resultados resultam do reduzido número de táxones que constituem o grupo, apresentando-se, frequentemente, a abundância maioritariamente concentrada num único táxone (cf. pag. 73). No mês de Agosto de 1989, o grupo dos predadores apresentou-se em 88,46%

constituído por *Plea leachi*, espécie que contribuiu com 58,89% para o total de indivíduos capturados nesse mês. Em consequência, os predadores "contribuem para a diversidade" numa proporção bastante inferior à respectiva abundância relativa.

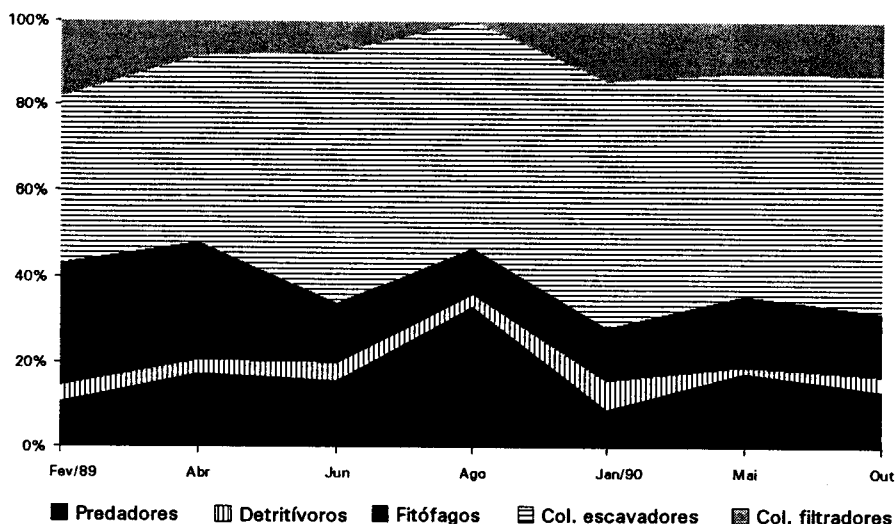


FIGURA 6.32 - Variação média temporal da contribuição de cada grupo trófico para a diversidade, ao longo do período estudado

6.5 Discussão

6.5.1 Estrutura taxonómica

Os padrões de abundância e distribuição de invertebrados num rio são, em grande parte, função do requerimento específico dos diferentes táxones e das complexas características ambientais que existam numa determinada secção de rio (HAWKINS *et al.*, 1982).

No rio Degebe, a corrente representa um dos principais factores ambientais, determinante da abundância e distribuição dos invertebrados. Sujeita a uma importante variabilidade temporal, responsável pelo desenvolvimento sazonal de condições lênticas, a corrente evolui longitudinalmente, determinando uma estrutura espacial na comunidade.

Essa estrutura surgiu definida nas análises multidimensionais efectuadas. Concretamente, para a globalidade dos locais amostrados, verificou-se que em Maio de 1990, durante um período do ano que denominamos de transição por corresponder, no sistema, à formação de zonas com características hidrológicas distintas, a comunidade evoluiu longitudinalmente numa sucessão gradiente de táxones. Durante esse período, a corrente foi nula na zona a montante da albufeira, tendo sido, no entanto, influente nas duas zonas inferiores, com velocidades de corrente crescentes para jusante. Os

táxones com maiores afinidades lóticis evoluíram no mesmo sentido, tendo-se estabelecido um gradiente longitudinal em função da distância à nascente. Esta constatação permite afirmar que num determinado local, a estrutura da comunidade é função do seu posicionamento ao longo do gradiente ambiental (BRUNS *et al.*, 1982, segundo concepção do contínuo lótico).

De forma semelhante, numa ordenação parcial na comunidade em que foram consideradas apenas as estações amostradas em situação ambiental com caudal, verificou-se que a comunidade se estruturava longitudinalmente não só durante o mês de Maio de 1990, como também, em Junho do ano anterior e durante o Inverno (Fevereiro de 1989 e Janeiro de 1990). A táxones adaptados a águas lentas, na zona superior do rio, opunham-se outros com maiores afinidades lóticis no extremo do gradiente. Tal facto demonstra, sobretudo, o efeito descontínuo do gradiente, quando locais com características lênticas são incluídos na análise espacial.

Na análise para a globalidade das estações amostradas, verificou-se que em Agosto, numa situação ambiental de características lênticas, a comunidade de macroinvertebrados evoluiu longitudinalmente numa sucessão gradienta de táxones. Verifica-se, deste modo, que o gradiente não é estritamente determinado pelas condições hidrológicas, mas por um conjunto de factores bio-tipológicos que incluem a presença ou ausência de macrófitos, as características do substrato, a profundidade da água (nas poças ou nos pegos) e o tempo decorrido desde a interrupção do caudal. Estes factores evoluem longitudinalmente e determinam um padrão gradienta da comunidade, representada por táxones resistentes às condições estivais lênticas. Refira-se que para o mês de Agosto a principal distorção ao gradiente surge na estação 5, caracterizada por desenvolver condições lênticas permanentes ao longo do ano.

Obviamente que as discontinuidades espaciais se devem a alterações ambientais localizadas, determinadas por diferentes factores que actuam em conjunto e se tornam responsáveis por abruptas alterações na composição da comunidade (corrente, substrato, disponibilidades alimentares,...). Particularmente, as amostragens efectuadas a seguir à albufeira do Monte Novo (estação 5), numa situação ambiental sem corrente e com um elevado desenvolvimento de algas filamentosas, representaram, para algumas épocas do ano, uma importante discontinuidade na estrutura espacial dos macroinvertebrados. No entanto, 7 Km a jusante (estação 6), a comunidade surge recuperada, ou seja, ajustada ao gradiente que define uma sucessão taxonómica.

As diferenças estruturais ao nível de uma comunidade (abundância, riqueza taxonómica, diversidade específica, equitabilidade) são função de vários factores bióticos e abióticos. Concretamente, a uma escala de variabilidade espacial, foi na zona intermédia, caracterizada por apresentar maior heterogeneidade ambiental, que a riqueza e diversidade taxonómicas foram tendencialmente mais elevadas. Da mesma forma, no ciclo anual, os mesmos descritores foram superiores na Primavera, durante a época do ano em que se evidencia maior heterogeneidade ambiental; num só local de amostragem observa-se uma grande variabilidade de substratos, zonas de corrente de intensidade variável e macrófitos que se desenvolvem em mosaico. Estes resultados parecem sustentar a generalização de que a heterogeneidade ambiental favorece a diversidade específica (e.g. DEMARCH, 1976; MINSHALL & MINSHALL, 1977; REICE,

1981; TOLKAMP, 1982; STANFORD & WARD, 1983; WARD & STANFORD, 1983b; ERMAN & ERMAN, 1984; NAIMAN *et al.*, 1987).

No tempo, os rios temporários evidenciam, contudo, padrões próprios de abundância e estrutura das comunidades, adaptados à grande variabilidade do regime hidrológico e às elevadas amplitudes sazonais de parâmetros físico-químicos (e.g. WILLIAMS & HYNES, 1976a; 1977; RICHERSON, 1982; TOWNS, 1985; MATTHEWS, 1988; DELUCCHI, 1988, 1989).

No rio Degebe, foi durante o período de seca estival que a abundância e a diversidade taxonómica da comunidade de macroinvertebrados foram mais reduzidas, sugerindo-se que a interrupção do caudal, representa um factor extremamente importante, determinante estrutural da comunidade. As estratégias de adaptação fisiológica e comportamental, adoptadas pelos invertebrados durante o período seco de Verão, constituem, sem dúvida, o principal factor responsável pela sobrevivência das espécies (WILLIAMS & HYNES, 1977; WILLIAMS, 1987; BOULTON, 1989).

De foram semelhante, mas numa fase oposta no ciclo hidrológico, os fenómenos perturbadores causados pelo regime torrencial das enxurradas foram responsáveis por modificações na estrutura da comunidade. A principal consequência das perturbações físicas tem sido relacionada com a redução da riqueza taxonómica e da abundância nas comunidades biológicas (HYNES, 1970; FISHER *et al.*, 1982; MINSHALL *et al.*, 1983; ROBINSON & MINSHALL, 1986); facto que foi comprovado em Abril de 1989, nas estações 8, 10 e 11, amostradas durante uma enxurrada. Do mesmo modo, as colheitas efectuadas em Janeiro de 1990, um mês depois das fortes enxurradas que ocorreram em Novembro e Dezembro, evidenciaram uma abundância e riqueza taxonómica muito inferiores, comparativamente com o Inverno do ano anterior.

Em Abril, as estações 8, 10 e 11, amostradas durante a enxurrada, evidenciaram uma importante descontinuidade temporal, (detectada nas diferentes análises realizadas). Os táxones associados àquelas estações, ou seja, aqueles que resistiram melhor à enxurrada e que por isso foram capturados, identificam-se sobretudo pelas suas características lénicas, agrupando-se conjuntamente com outros amostrados em época estival (ordenação e classificação). ROSILLON (1989), tendo igualmente registado reduzida resistência a enxurradas por parte de organismos que preferencialmente habitam locais com corrente elevada, refere que, perante aumentos bruscos de caudal, esses organismos tendem a desenvolver mecanismos de adaptação, resistindo ao aumento da velocidade da corrente até certo limite, a partir do qual são arrastados sem possibilidade de refúgio. Consequentemente, suger-se que, no rio Degebe, espécies adaptadas a biótopos lóticos, com velocidade de corrente elevada, evidenciam reduzida resistência a enxurradas, sendo esta superior em organismos que não estando adaptados a intensidades de corrente elevadas, desenvolvem, imediatamente após o início da enxurrada, mecanismos de dispersão e refúgio.

No rio Degebe, embora os macroinvertebrados tenham evidenciado uma reduzida resistência a aumentos bruscos de caudal, os resultados obtidos apontam para uma rápida recuperação do sistema. Esta afirmação é substancialmente suportada pela relativa estabilidade taxonómica nos dois anos de estudo, com comprovação obtida em termos de ordem (correlação de Spearman), numa situação de Primavera e numa situação de Inverno.

A recolonização de rios perturbados é influenciada pela severidade, tempo e extensão da perturbação (FISHER *et al.*, 1982), assim como pela capacidade de recuperação da componente biótica. Segundo diversos autores, o tempo de recuperação da comunidade de macroinvertebrados varia de alguns meses a um ano, sobretudo em função da severidade da perturbação (e.g. HOOPEES, 1974; FISHER *et al.*, 1982; MOLLES, 1985; GRIMM & FISHER, 1989; GILLER *et al.*, 1991; LAKE & SCHREIBER, 1991). GILLER *et al.* (1991) comentam, no entanto, que a resiliência dos invertebrados, após fenómenos de enxurrada, varia de acordo com as características dos sistemas. Por exemplo, refere que em rios sujeitos a perturbações regulares, as comunidades são menos afectadas devido a mecanismos de adaptação desenvolvidos pelos próprios organismos (morfologia, ciclo de vida,...).

No rio Degebe não foram ainda realizados trabalhos experimentais, a uma escala micro-espacial, que possibilitem a análise de possíveis interacções bióticas (MCAULIFFE, 1984; REICE, 1985). Como refere MCAULIFFE (1984), os estudos que demonstraram a importância e implicações das interacções bióticas nas comunidades lóticas foram efectuados a uma escala micro-espacial, onde os organismos se influenciam uns aos outros. Consequentemente, à escala em que as amostragens foram efectuadas no rio Degebe torna-se prematuro tirar ilações sobre a influência dos mecanismos de interacção biótica na estrutura da comunidade.

ROBINSON & MINSHALL (1986) relacionaram a evolução sazonal da comunidade de invertebrados com os mecanismos perturbadores no ecossistema. Sustentando a hipótese da perturbação intermédia (CONNELL, 1978), atribuíram as reduções verificadas na riqueza e na abundância dos invertebrados ao aumento da intensidade e frequência de perturbações físicas que limitam a importância dos processos de interacção biótica no controle da estrutura da comunidade. Na mesma concepção, se no rio Degebe interpretarmos as reduzidas diversidades observadas no Verão e a diminuição da riqueza e da abundância registadas em estações amostradas a seguir a enxurradas, como resultantes de fenómenos perturbadores, onde apenas as espécies que desenvolvem padrões com ciclo de vida adaptados mantêm níveis de populações viáveis, então pode-se dizer que os resultados obtidos são coerentes com a mesma hipótese.

As características torrenciais do rio Degebe tornam-no, por sua vez, sujeito a inúmeras perturbações físicas de intensidade intermédia, muitas vezes não imediatamente detectáveis. Consequentemente, é provável que as diversidades taxonómicas, de um modo geral elevadas (com excepção feita para os períodos do ano sujeitos a perturbações de intensidade superior), estejam relacionadas com a manutenção de uma comunidade com reduzida estabilidade. A diversidade superior registada nas estações 6, 7 e 8, no mês de Junho de 1989, em condições ambientais alteradas (turvação da água muito elevada devido aos efeitos de intensa precipitação na zona de Montoito), relativamente às restantes estações amostradas na mesma campanha mas em condições aparentemente não alteradas (não se verificou turvação na água), poderá ser considerada como confirmação da aplicabilidade da hipótese de CONNELL (1978) a sistemas lóticos (na concepção de WARD & STANFORD, 1983b).

No entanto, devido à não confirmação experimental da existência e intensidade de fenómenos de interacção biótica, na influência dos quais a hipótese de CONNELL (1978) se baseia, referimos apenas, de uma forma que consideramos prudente, que no rio

Degebe as perturbações físicas parecem representar importantes mecanismos estruturais na comunidade de macroinvertebrados.

6.5.2 Estrutura funcional

Em sistemas temperados, a disponibilidade de recursos alimentares tem sido descrita como a principal determinante ecológica, influente na abundância dos macroinvertebrados (CUMMINS, 1974; VANNOTE *et al.*, 1980). No entanto, alguns estudos têm demonstrado que a qualidade alimentar, e não apenas a quantidade de alimento *per se*, é mais importante na resposta biológica dos macroinvertebrados e mais influente nos padrões de abundância. HAWKINS *et al.* (1982) concluíram, com base em resultados experimentais, que a qualidade alimentar em sistemas lóticos está fortemente dependente da produção algal. As algas apresentam uma razão carbono:azoto inferior à existente noutras fontes de produção, tornando-se alimento preferencial de muitos invertebrados (RUSSEL-HUNTER, 1970 *in* GREGORY, 1983; HAWKINS *et al.*, 1982).

No rio Degebe, a vegetação ripícola surge descontínua, sendo raros os locais de ensombramento elevado. Consequentemente, os produtores primários desenvolvem-se, assumindo verdadeira importância na circulação de matéria. Este facto é demonstrado nas regressões significativas, em que os componentes da produção primária surgiram como determinantes da abundância dos diferentes grupos tróficos. Particularmente, as relações significativas estabelecidas com a clorofila *a* perifítica (para os fitófagos, colectores escavadores) e com a clorofila *a* fitoplanctónica (para os colectores filtradores), indicam que a produtividade algal suporta, em parte, a produção secundária. MCINTIRE (1973 *in* ROUNICK *et al.*, 1982) sugere que a elevada taxa de rotação/sucessão ("turnover") da população algal, independentemente dos valores de biomassa, é o principal factor determinante do elevado "stock" de consumidores.

Para os detritívoros não foi encontrado nenhum modelo de regressão significativo, facto provavelmente relacionado com a sua reduzida presença no rio Degebe. FISHER (1986), referindo-se a rios temporários de zonas áridas e semi-áridas dos E.U.A., argumenta, como principal razão para a ausência de detritívoros, a reduzida capacidade de retenção e armazenamento da matéria orgânica com origem externa, rapidamente exportada pelo regime torrencial das enxurradas. CUMMINS (1974), estudando rios de montanha com vegetação ripícola de margem, nota, igualmente, a importância da retenção de troncos e ramos para acumulação de folhas e posterior utilização trófica. WINTERBOURN *et al.* (1981) e HILDREW *et al.*, (1991) consideram que o desenvolvimento de condições para a retenção de CPOM é o factor essencial para a ocorrência de detritívoros. YOUNG *et al.* (1978) e PECKARSKY (1980) sugerem que, em rios não perturbados, os detritívoros são essencialmente espécies oportunistas que ocorrem onde as condições lhes são favoráveis.

A abundância de colectores filtradores surgiu relacionada com a concentração de clorofila *a* em suspensão na água, evidenciando, também, maior proporção relativa em períodos do ano com corrente elevada. De facto, os colectores filtradores são descritos como organismos que dependem da corrente para estímulo do seu mecanismo alimentar (DAVIS, 1986), existindo igualmente referências sobre a importância das algas

unicelulares como fonte de energia para os filtradores (THOMPSON, 1987b, 1987c; FULLER & FRY, 1991).

Relativamente aos colectores escavadores é provável que a relação significativa, estabelecida com a concentração da clorofila *a* perifítica, seja reflexo, não do respectivo consumo directo no perifiton, mas sim da ingestão de detritos com origem nas algas que se acumulam em locais de maior produtividade (expressa na concentração de clorofila *a*). Como referem HAWKINS & SEDELL (1981) e HAWKINS *et al.* (1982), um aumento da produção primária pode resultar não apenas em níveis elevados de biomassa, como também no aumento de detritos de alta qualidade (i.e., com origem nas algas), acumulados no sedimento fino (HAWKINS & SEDELL, 1981; HAWKINS *et al.*, 1982) e/ou em suspensão na água (THOMPSON, 1987a).

CUMMINS (1973) refere, no entanto, que a maioria dos macroinvertebrados são generalistas nos seus hábitos alimentares e, para grande parte, o consumo de algas está dependente da sua disponibilidade no meio ambiente (GREGORY, 1983). Consequentemente, é provável que, na presença de algas perifíticas, organismos com uma dinâmica trófica predominantemente detritica ingiram algas unicelulares. Os resultados da análise de regressão múltipla evidenciam, assim, a necessidade de se alargar a análise de conteúdos estomacais a todos os táxones presentes no ecossistema, incluindo-se aqueles para os quais existe consenso (aparente), relativamente à sua classificação trófica. DUDGEON (1989) comenta, no entanto, que mesmo com base na análise dos conteúdos estomacais dos invertebrados, diferenças na eficiência de assimilação e tempo de retenção das algas e dos detritos nos estômagos podem influenciar uma sub ou sobre avaliação da importância das duas categorias alimentares para táxones polifágicos. Estas dificuldades metodológicas aparecem bem ilustradas num estudo recente, que referencia para *Hydropsyche betteni* Ross (Trichoptera) e *Simulium vittatum* Zetterstedt (Diptera) taxas diferentes de crescimento, consoante a dieta alimentar é composta por algas, por detritos vegetais ou por micélio (FULLER & FRY, 1991).

Como salienta HAWKINS *et al.*, (1982), a classificação trófica é extremamente importante e necessária para o estudo da comunidade de invertebrados. Contudo, HAWKINS *et al.*, (1982) alertam para o facto de, por vezes, a classificação trófica se apresentar com um certo grau de arbitrariedade, resultante de alterações nos hábitos alimentares de muitos organismos. ROUNICK *et al.* (1982) demonstraram que, em diferentes rios da Nova Zelândia, muitos invertebrados utilizavam diferencialmente algas perifíticas ou partículas detriticas, não havendo nenhuma razão evidente para a alteração dos respectivos hábitos alimentares.

Os resultados obtidos no rio Degebe evidenciam uma organização sazonal dos grupos funcionais, provavelmente influenciada pelas disponibilidades alimentares, mas também pelo ciclo de vida dos táxones adaptados às características específicas de um rio temporário.

Deste modo, verificou-se que táxones predominantemente polifágicos, para os quais foram analisados os respectivos conteúdos estomacais, apresentavam uma tendência sazonal na utilização dos recursos alimentares, expressa por um maior consumo de algas perifíticas na Primavera. Relacionou-se este facto com a dominância primaveril de diatomácias no perifiton, comparativamente com épocas do ano que evidenciaram maior abundância, ou dominância, de cianofícias, algas de reduzida qualidade alimentar, que

desencadeiam um consumo selectivo por parte dos invertebrados com preferências por outros alimentos (POWER *et al.*, 1988b; DENICOLA *et al.*, 1990).

Por outro lado, a matriz de correlação referente à abundância relativa dos grupos funcionais evidenciou, unicamente, interacções negativas potenciais (expressas pelas correlações negativas existentes entre grupos tróficos). DUDGEON (1989) sugere que relações negativas entre grupos funcionais são reflexo de diferenças na utilização dos recursos alimentares, não as considerando resultantes preferenciais de fenómenos de competição.

Independentemente da disponibilidade de alimento constituir um factor responsável pela distribuição e abundância dos macroinvertebrados (VANNOTE *et al.*, 1980), é provável que, no rio Degebe, as interacções entre grupos funcionais se apresentem subordinadas a fenómenos perturbadores, que surjam como determinantes da estrutura organizativa da comunidade (REICE, 1985; STATZNER, 1987). Por exemplo, a dominância de predadores, observada durante o período de características lênticas (mês de Agosto), poderá estar relacionada com as estratégias de adaptação e refúgio, desenvolvidas pelos organismos pouco resistentes ao período de seca estival. Podendo-se pois sugerir que a organização funcional da comunidade de macroinvertebrados aparece também estruturada em relação com o ciclo de vida das espécies, estabelecido em função de características ambientais, das quais a velocidade da corrente e a perda de água superficial durante a estação seca surgem como determinantes de padrões de adaptação fisiológica e comportamental (WILLIAMS & HYNES, 1977; DELUCCHI, 1988, 1989; BOULTON, 1989).

Contudo, no rio Degebe, as relações negativas estabelecidas entre a abundância relativa de predadores e colectores escavadores, e entre predadores e colectores filtradores, podem ser indicadoras de possíveis interacções bióticas do tipo predação. A maior abundância relativa de predadores em condições lênticas é, segundo BOULTON & SUTER (1986), indicadora de fenómenos de predação. Também STATZNER (1987) refere que em condições ambientais lênticas, a diminuição do "stress" hidráulico favorece o estabelecimento de interacções bióticas, afirmações que podem ser utilizadas na argumentação de que no rio Degebe, em determinado período do ano, existem condições para o estabelecimento de interacções bióticas.

Espacialmente, verificou-se, igualmente, o estabelecimento de tendências sazonais nos padrões desenvolvidos por alguns grupos tróficos. Concretamente, durante o Inverno (Fevereiro de 1989 e Janeiro de 1990), a abundância relativa dos detritívoros é função negativa da distância à nascente, ou seja, diminui de importância ao longo do rio. Fundamentalmente, reflecte-se a influência da vegetação ripícola (preferencialmente associada ao desenvolvimento de detritívoros) que, em termos de importância, apenas é significativa na estação 2 (localizada na zona a montante da albufeira) e, em menor escala, na estação 8, situada na zona do terraço fluvial a jusante daquele local.

Na Primavera (Abril de 1989 e Maio de 1990), os colectores filtradores aumentam de uma forma consistente ao longo do rio. Pelo contrário, os colectores escavadores relacionam-se negativamente com a distância à nascente. Semelhantes padrões espaciais reflectem sobretudo a influência das características ambientais e da disponibilidade de alimento. Os colectores filtradores aumentam no sentido do maior desenvolvimento da corrente, beneficiando das partículas orgânicas em suspensão (vivas e não vivas). Em

relação aos colectores escavadores, é provável que o superior desenvolvimento na zona a montante da albufeira esteja relacionado com a maior produtividade periférica, mas também com o "input" de partículas orgânicas finas que, segundo PERRY & SCHAEFFER (1987), é superior em zonas sujeitas à actividade agrícola.

Em período de características lênticas (Agosto de 1989), os colectores escavadores evidenciam o mesmo padrão longitudinal, determinando os predadores maior abundância relativa para jusante. A organização espacial resultante surge, no entanto, independente da corrente, pois que a interrupção do caudal determina a formação de um sistema constituído por uma sucessão de poças e pegos (Capítulo 5). Como para a estrutura taxonómica, pode-se sugerir, que os padrões longitudinais não são estritamente determinados pelas condições hidrológicas, mas por um conjunto de factores bio-tipológicos que incluem a presença ou ausência de macrófitos, as características do substrato, a profundidade da água (nas poças ou nos pegos) e o tempo decorrido desde a interrupção do caudal. Estes factores evoluem longitudinalmente e determinam um padrão gradiential da comunidade.

No Outono, na campanha realizada no mês de Outubro, após o restabelecimento de condições lóticicas, não se evidencia nenhum efeito contínuo na evolução espacial dos grupos tróficos. É provável que a instalação de caudal, numa situação de transição ambiental, determine uma reorganização da comunidade, não tendo decorrido, até ao instante da amostragem, o tempo necessário para o restabelecimento de um padrão espacial consistente, adaptado às novas características ambientais.

Contrariamente ao descrito na teoria do contínuo lótico (VANNOTE *et al.*, 1980), os fitófagos evidenciaram constância longitudinal, com uma abundância média relativamente elevada, representando o único grupo em que, para nenhuma época de amostragem, se constatou uma evolução gradiential ao longo do rio. Pelo contrário, os detritívoros constituíram uma pequena parcela na organização funcional da comunidade dos macroinvertebrados, não se assumindo como essenciais no processamento da matéria orgânica e no fluxo de energia do ecossistema.

FISHER *et al.* (1982), FISHER & GRAY (1983) e FISHER (1986) afirmam que, em rios temporários situados em zonas áridas e semi-áridas dos E.U.A., os invertebrados são primordialmente colectores. Definem como colectores os organismos que seleccionam partículas orgânicas de reduzidas dimensões (inferiores a $10^3 \mu\text{m}$), independentemente da origem daquelas. Diferentemente da metrologia por nós adoptada (Capítulo 4), incluem como colectores organismos que ingerem algas periféricas. Da mesma forma, se, no rio Degebe, considerarmos conjuntamente os colectores e os fitófagos, verifica-se a sua importância relativa na comunidade de macroinvertebrados.

Na análise funcional de um ecossistema, os fitófagos representam, no entanto, os organismos que ingerem partículas orgânicas produzidas dentro do sistema. No rio Degebe, a superioridade relativa dos fitófagos em relação aos detritívoros, organismos normalmente associados a "inputs" de detritos alóctones (e.g. SHORT *et al.*, 1980; FULLER & MACKAY, 1981; GROOM & HILDREW, 1989; OERTLI, 1989; HENDERSON *et al.*, 1990; HILDREW *et al.*, 1991; DOBSON & HILDREW, 1992), parece demonstrar a preponderância da matéria orgânica autóctone na circulação total de matéria no sistema, característica típica de ecossistemas com uma dinâmica predominantemente autotrófica, onde $P/R > 1$.

CONSIDERAÇÕES FINAIS

A análise global dos resultados obtidos revela um sistema caracterizado por uma grande variabilidade ecológica.

Segundo WARD (1989), numa abordagem holística de um ecossistema lótico, torna-se necessário identificar os principais processos interactivos e estabelecer uma estrutura hierarquizada na dinâmica de funcionamento do ecossistema.

Nesta perspectiva, o mesmo autor conceptualiza os ecossistemas lóticos em quatro dimensões, considerando que a elevada heterogeneidade espaço/tempo representa uma característica típica dos ecossistemas lóticos. WARD (1989) sugere que essa heterogeneidade manifesta-se através de processos interactivos ao longo de quatro componentes principais: longitudinal, vertical, lateral e temporal.

Numa análise conjunta para os descritores físico-químicos e produtores primários, verificou-se que durante os períodos do ano com características lóticis, a corrente evolui longitudinalmente, determinando uma estrutura espacial que surgiu definida num gradiente longitudinal estabelecido em função da distância à nascente. Esta constatação permite visualizar o rio como um gradiente unidireccional de condições físicas que afectam a distribuição e actividade dos organismos ao longo do seu percurso (segundo concepção do contínuo lótico - VANNOTE *et al.*, 1980). Verificou-se, contudo, que a inclusão de locais representativos de zonas descontínuas provocavam distorções no gradiente longitudinal. Como referem STATZNER & HIGLER (1985), sempre que surgem zonas claramente definidas, provocando discontinuidades em locais de transição, o conceito do contínuo lótico torna-se de difícil aplicabilidade.

Contrariamente ao descrito por VANNOTE *et al.* (1980), para rios de montanha, no rio Degebe, a corrente aumenta para jusante, estabelecendo-se os produtores primários em harmonia com a evolução longitudinal das condições ambientais e evoluindo os invertebrados com maiores afinidades lóticis na direcção da foz. De forma semelhante, WILEY *et al.* (1990) demonstraram que, nos E.U.A., o padrão longitudinal dos rios de planície com reduzido declive se apresenta frequentemente invertido, comparativamente a rios de montanha. Segundo os autores, aqueles rios não apresentam ensombramento nas zonas de cabeceira, percorrendo, contudo, nos seus troços inferiores, zonas de vale

onde a velocidade da corrente é superior e onde se desenvolve vegetação ripícola de margem. No rio Degebe, embora o padrão hidrológico seja ajustável ao descrito por WILEY *et al.* (1990), as suas características morfológicas não permitem o desenvolvimento de vegetação ripícola na zona inferior do rio, caracterizada por evidenciar encostas muito alcantiladas e substrato rochoso.

Durante o período de características lênticas, assiste-se a uma maior homogeneização das variáveis abióticas ao longo do rio. Todavia, para os macroinvertebrados, numa análise global dos locais amostrados, verificou-se que a comunidade evoluiu longitudinalmente apenas em Maio de 1990 e em Agosto de 1989. Épocas, caracterizadas, respectivamente, por corresponderem no sistema a uma situação de transição Primavera/Verão e a uma situação de Verão, com características lênticas.

Em Maio, a corrente foi nula na zona a montante da albufeira, tendo sido, no entanto, influente nas duas zonas inferiores, com velocidades de corrente crescentes para jusante. Os táxones com maiores afinidades lóxicas evoluíram no mesmo sentido, tendo-se estabelecido um gradiente longitudinal em função da distância à nascente.

Em Agosto, a corrente foi nula ao longo de todo o rio. Consequentemente, pode-se concluir que o gradiente que resultou definido, não parece ser estritamente determinado por condições hidrológicas, mas por um conjunto de factores bio-tipológicos que incluem a presença ou ausência de macrófitos, as características do substrato, a profundidade da água (nas poças ou nos pegos) e o tempo decorrido desde a interrupção do caudal. Estes evoluem longitudinalmente e determinam um padrão espacial da comunidade, representada por táxones resistentes às condições estivais lênticas.

Numa ordenação parcial na comunidade, em que foram consideradas apenas as estações amostradas em situação ambiental com caudal, verificou-se que a comunidade se estruturava longitudinalmente não só durante o mês de Maio de 1990, como também, em Junho do ano anterior e durante o Inverno (Fevereiro de 1989 e Janeiro de 1990). A táxones adaptados a águas lentas, na zona superior do rio, opunham-se outros com maiores afinidades lóxicas no extremo do gradiente. Tal facto demonstra, sobretudo, o efeito descontínuo do gradiente, quando locais com características lênticas são incluídos na análise espacial.

Numa análise da estrutura funcional da comunidade dos macroinvertebrados, verificou-se, igualmente, o estabelecimento de tendências sazonais nos padrões desenvolvidos pelos grupos tróficos. Concretamente, durante o Inverno (Fevereiro de 1989 e Janeiro de 1990), a abundância relativa dos detritívoros é função negativa da distância à nascente, ou seja, diminui de importância ao longo do rio. Fundamentalmente, reflecte-se a influência da vegetação ripícola (preferencialmente associada ao desenvolvimento de detritívoros) que, em termos de importância, apenas é significativa na estação 2 (localizada na zona a montante da albufeira) e, em menor escala, na estação 8, situada na zona do terraço fluvial a jusante daquele local.

Na Primavera (Abril de 1989 e Maio de 1990), os colectores filtradores aumentam de uma forma consistente ao longo do rio. Pelo contrário, os colectores escavadores relacionam-se negativamente com a distância à nascente. Semelhantes padrões espaciais reflectem sobretudo a influência das características ambientais e da disponibilidade de alimento. Os colectores filtradores aumentam no sentido do maior desenvolvimento da corrente, beneficiando das partículas orgânicas em suspensão (vivas e não vivas). Em

relação aos colectores escavadores, é provável que o superior desenvolvimento na zona a montante da albufeira esteja relacionado com a maior produtividade periférica, mas também com o "input" de partículas orgânicas finas que, segundo PERRY & SCHAEFFER (1987), é superior em zonas sujeitas à actividade agrícola.

Em período de características lênticas (Agosto de 1989), os colectores escavadores evidenciam o mesmo padrão longitudinal, determinando os predadores maior abundância relativa para jusante. A organização espacial resultante surge, no entanto, independente da corrente, pois que a interrupção do caudal determina a formação de um sistema constituído por uma sucessão de poças e pegos. Conclui-se, tal como para a estrutura taxonómica, que os padrões longitudinais não são estritamente determinados pelas condições hidrológicas.

No Outono, na campanha realizada no mês de Outubro, após o restabelecimento de condições lóticis, não se evidenciou nenhum efeito contínuo na evolução espacial dos grupos tróficos. É provável que a instalação de caudal, numa situação de transição ambiental, determine uma reorganização da comunidade, não tendo decorrido, até ao instante da amostragem, o tempo necessário para o restabelecimento de um padrão espacial consistente, adaptado às novas características ambientais.

É num contexto ambiental, de características lênticas, que a dimensão vertical, no sentido da zona hiporreica assume particular importância. A taxa de infiltração da água é um factor determinante na formação e tempo de duração das poças e pegos, que invariavelmente se sucedem à interrupção do caudal. Durante o Verão, em sistema lêntico, a sucessão contínua de poças permite a sobrevivência de muitas espécies que normalmente não habitam em ambientes lóticis, ao mesmo tempo que evita a colonização de espécies estritamente lênticas (WILLIAMS & HYNES, 1977; WILLIAMS, 1987). Por outro lado, muitos invertebrados evidenciam movimentos verticais e horizontais em direcção e dentro da zona hiporreica, constituindo, esta, importante local de refúgio durante fenómenos de enxurrada, seca estival e contaminação química (e.g. COLEMAN & HYNES, 1970; WILLIAMS & HYNES, 1976b; WILLIAMS, 1977; WILLIAMS, 1984; JEFFREY *et al.*, 1986; DELUCCHI, 1989; STROMMER & SMOCK, 1989).

A dimensão lateral, na concepção de WARD (1989), representa a ligação com o sistema terrestre, incluindo o "input" alóctone de materiais externos ao sistema aquático e a exportação de matéria orgânica e de biomassa de insectos aquáticos para os "habitats" terrestres adjacentes (JACKSON & FISHER, 1986). No rio Degebe, com reduzida vegetação ripícola de margem, a componente alóctone deverá surgir, sobretudo, associada com as enxurradas que transportam grandes quantidades de materiais ao longo da bacia. De facto, verificou-se que máximas concentrações de sólidos totais e de MOP, em suspensão, surgiam relacionadas com a precipitação. Da mesma forma que se considerou imputável à precipitação e às águas de escorrência as elevadas concentrações de fósforo total e de fosfatos verificadas na água, assim como os valores mais elevados, de azoto total e de nitratos, que se observaram nos meses de Março e Novembro de 1990 e Janeiro de 1991, em sistema com caudal.

A maior parte desse material atravessa rapidamente o sistema, arrastando quantidades consideráveis de matéria orgânica que se forma e acumula no sistema lótico (BUSCH & FISHER, 1981). Contudo, associada à complexa estrutura de funcionamento

destes sistemas, proporções consideráveis de materiais alóctones, externos ao sistema, podem ser retidas em zonas de deposição (BRUNS & MINCKLEY, 1980), formando substrato de colonização das comunidades biológicas e representando um importante meio de fertilização das águas.

Como refere WARD (1989), os ecossistemas lóticos são sistemas abertos, constituindo parte integrante do sistema terrestre envolvente, com o qual é extremamente interactivo. Neste sentido, alguns autores têm demonstrado que a maioria dos sistemas lóticos são heterotróficos (respiração da comunidade, R, superior à produção primária bruta, P), estando dependentes da entrada de matéria orgânica alóctone.

MINSHALL (1978) sugere, no entanto, que os processos autotróficos podem assumir verdadeira importância em muitos sistemas lóticos, especialmente em zonas sujeitas a elevadas taxas de insolação, e MATTHEWS (1988) acrescenta que muitos rios de planície, com reduzida vegetação ripícola de margem, são predominantemente autotróficos.

As características tipológicas do rio Degebe (reduzida vegetação ripícola de margem, elevadas taxas de insolação,...), conjuntamente com o elevado desenvolvimento dos produtores primários observado, e com as relações que resultaram definidas entre grupos tróficos e produtores primários, podem sugerir uma preponderância autotrófica no funcionamento do sistema. Contudo, como referem BUSCH & FISHER (1981) e FISHER (1986), um ecossistema, na sua globalidade, só é autotrófico quando se verifica transporte de biomassa fotossintética para fora do sistema. Por outro lado, muitos sistemas lóticos, que desenvolvem características autotróficas, recebem, desfasadamente no tempo, um elevado "input" alóctone de partículas finas provenientes do sistema terrestre, durante fenómenos naturais de enxurrada (FISHER, 1986). Este material é incorporado no sedimento e constitui substrato alimentar para muitos organismos. Em sistemas com estas características, onde se incluem os rios temporários das zonas áridas e semi-áridas dos E.U.A. e ao qual o rio Degebe se parece ajustar, P/R é próximo de 1, mas a exportação da biomassa fotossintética é anulada pela importação de partículas finas durante as enxurradas. FISHER (1986) considera que tais sistemas não são autotróficos nem heterotróficos, encontrando-se em equilíbrio no que respeita à origem da matéria orgânica.

De uma forma global, e segundo uma perspectiva hierárquica, espaço/tempo, pode-se concluir que a componente temporal assume verdadeira importância na dinâmica de funcionamento do rio Degebe. As características sazonais do fluxo de água, dependentes do clima e da geologia da região, determinam uma dimensão temporal muito acentuada na dinâmica de funcionamento do rio Degebe.

Nas ordenações globais efectuadas observou-se que, para os descritores físico-químicos e produtores primários, a componente que definia o padrão temporal se sobrepôs à componente explicativa da organização espacial.

Pelo contrário, na ordenação dos táxones e dos grupos tróficos funcionais constatou-se que a evolução temporal e a sucessão longitudinal (de táxones e grupos tróficos) apareciam definidas no mesmo eixo. Verificou-se, contudo, uma alteração no padrão longitudinal ao longo do tempo, sugerindo que a conseqüente alteração na estrutura da comunidade de macroinvertebrados (demonstrada no primeiro eixo da ordenação global efectuada para a totalidade das estações de amostragem e nas evoluções médias

temporais da riqueza taxonômica, da abundância, da diversidade e da equitabilidade) resulte, sobretudo, do desaparecimento de organismos que desenvolvem estratégias de adaptação e refúgio, sobrevivendo durante condições críticas, como adultos no sistema terrestre ou em zonas profundas do substrato.

A dimensão temporal parece, assim, impor-se sobre as três dimensões espaciais (longitudinal, lateral e vertical), assumindo verdadeira importância na dinâmica de funcionamento do rio Degebe. Facto que é sobretudo evidente para os sistemas sujeitos a uma grande variabilidade do regime hidrológico (WILLIAMS, 1987) e onde as amplitudes sazonais dos parâmetros físico-químicos são muito elevadas (BOULTON & SUTER, 1986; MATTHEWS, 1988).

No rio Degebe, as análises efectuadas evidenciaram uma estrutura organizada espacialmente, mas sujeita a uma importante variabilidade temporal, imposta, sobretudo, pelas características torrenciais do sistema. As enxurradas surgem, frequentemente, aperiódicas no tempo, relacionando-se sempre com a organização longitudinal do sistema (SABATER *et al.*, 1991). No rio Degebe, a enxurrada amostrada nas estações 8, 10 e 11, no mês de Abril, é responsável por alterações no padrão temporal e por distorções no gradiente longitudinal, reflectindo descontinuidades na evolução espacial. De um modo geral, as enxurradas invernais são ocorrências regulares nos sistemas de clima temperado, previsíveis pelo maior escoamento de água e reflectindo a variabilidade temporal. As enxurradas primaveris, especialmente as que atingem grandes dimensões, são mais raras e imprevisíveis (HYNES, 1970; FISHER *et al.*, 1982). A magnitude da enxurrada ocorrida em Abril de 1989 e a subsequente perturbação no ecossistema manifestaram-se de uma forma catastrófica sobre as comunidades biológicas, o que surgiu perfeitamente evidenciado nas análises efectuadas.

No rio Degebe, embora os produtores primários e os macroinvertebrados tenham evidenciado uma reduzida resistência a aumentos bruscos de caudal, os resultados obtidos apontam para uma rápida recuperação do sistema.

Segundo diversos autores, o tempo de recuperação das comunidades biológicas varia de alguns meses a um ano, sobretudo em função da severidade da perturbação (e.g. HOOPES, 1974; FISHER *et al.*, 1982; MOLLES, 1985; GRIMM & FISHER, 1989; GILLER *et al.*, 1991; LAKE & SCHREIBER, 1991). STEINMAN & MCINTIRE (1987, 1990) e PRINGLE (1987) verificaram que os principais factores ambientais que influenciam a taxa de recolonização do perifiton incluem a velocidade de corrente, a luz e a concentração de nutrientes; consideram, no entanto, que outros factores, como sejam os herbívoros, o substrato e a temperatura, não devem ser ignorados. GILLER *et al.* (1991) comentam que a resiliência dos invertebrados, após fenómenos de enxurrada, varia de acordo com as características dos sistemas. Por exemplo, refere que em rios sujeitos a perturbações regulares, as comunidades são menos afectadas devido a mecanismos de adaptação desenvolvidos pelos próprios organismos (morfologia, ciclo de vida,...).

Em rios temporários, aparentemente, não se confirma o conceito de "time invariance", postulado na teoria do contínuo lótico (VANNOTE *et al.*, 1980) e segundo o qual a alteração temporal do sistema biológico de um rio é considerada como o processo mais lento de evolução das comunidades. Em consonância com este conceito, os ecossistemas lóticos são analisados independentemente do tempo, afastando-se a hipótese da sucessão temporal (FISHER, 1983). No entanto, se se considerarem a

ocorrência de perturbações, então pode-se esperar que as comunidades biológicas se restabeleçam por sucessão (STATZNER & HIGLER, 1985). Consequentemente e de acordo com STATZNER & HIGLER (1985), conclui-se que nem todos os ecossistemas lóticos devem ser considerados independentes de fenómenos temporais.

Concluindo, pode-se sugerir que uma das causas comuns de variabilidade ecológica, no rio Degebe, se parece relacionar com os fenómenos perturbadores, causados por um rápido aumento (enxurradas) ou por um gradual decréscimo do volume da água (e que culmina na interrupção do caudal superficial). Como argumenta MARGALEF (1983), os rios temporários apresentam-se sujeitos a constantes perturbações naturais, podendo ser interpretadas como elementos dinâmicos da evolução.

RESH *et al.* (1988) referem, em sentido lato, que "perturbação" é um importante factor ecológico na dinâmica de funcionamento de um rio, devendo ser considerada como um elemento dominante na organização dos sistemas lóticos.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- ALSTAD, D. N., 1981 - Nearest-Neighbor analysis of microhabitat partitioning in stream insect communities. *Hydrobiologia*, 79: 137-140.
- AMERICAN PUBLIC HEALTH ASSOCIATION, 1965 - *Standar methods for the examination of water and wastewater*. 12th Edit., A.P.H.A.
- AMERICAN PUBLIC HEALTH ASSOCIATION, 1975 - *Standar methods for the examination of water and wastewater*. 14th Edit., A.P.H.A. 1193 pp.
- ANDERSON, N. H. & J. R. SEDELL, 1979 - Detritus processing by macroinvertebrates in stream ecosystems. *Ann. Rev. Entomol.*, 24: 351-377.
- ANDRADE, F., 1986 - *O estuário do Rio Mira: Caracterização geral e análise quantitativa da estrutura dos macropovoamentos bentônicos*. Tese de Doutorado. Faculdade de Ciências de Lisboa. 393 pp.
- ANGERMEIER, P. L. & A. BAILEY, 1992 - Use of geographic information system in the conservation of rivers in Virginia, p. 151-160. In P. J. Boon, P. Calow & G. E. Petts. (Eds.). *River Conservation and Management*. John Wiley & Sons Ltd, Baffins Lane, Chichester, England.
- ARMITAGE, P. D., 1977 - Invertebrate drift in the regulated River Tees and an unregulated tributary Maize Beck, below Cow Green dam. *Freshwat. Biol.*, 7: 167-183.
- ARMITAGE, P. D., 1979 - Stream regulation in Great Britan, p. 165-181. In J. V. Ward & J. A. Stanford (Eds.). *The Ecology of Regulated Streams*. Plenum Publishing Corporation.
- BAIN, M. B., J. T. FINN & H. E. BOOKE, 1988 - Streamflow regulation and fish community structure. *Ecology*, 69 (2): 382-392.
- BARBER, W. E. & N. R. KEVERN, 1973 - Ecological factors influencing macroinvertebrate standing crop distribution. *Hydrobiologia*, 43 (1-2): 53-75.

- BARBOSA, F. M. C., 1987 - *Contribuição para o estudo ecológico das albufeiras do Monte Novo e do Divor, em relação com a situação biofísica das suas bacias hidrológicas*. Trabalho de fim de curso. Arquit. Paisagística. Universidade de Évora, 411 pp.
- BARMUTA, L. A. & P. S. LAKE, 1982 - On the value of the river continuum concept. *New Zeal. Jour. Mar. Freshw. Res.*, 16: 227-231.
- BARROS E CARVALHOSA, A., 1967 - Notícia explicativa da folha 40-D. Carta Geológica de Portugal (1/50 000), Lisboa.
- BARTLEY, M. R. & D. H. SPENCE, 1987 - Dormancy and propagation in helophytes and hydrophytes. *Arch. Hydrobiol. Beih. Ergbn. Limnol.*, 27: 139-155.
- BASS, D., 1986a - Habitat ecology of Chironomidae larvae of the Big Thicket streams. *Hydrobiologia*, 134: 29-41.
- BASS, D., 1986b - Larval Chironomidae (Diptera) of the Big Thicket streams. *Hydrobiologia*, 135: 271-285.
- BATZER, D. P. & V. H. RESH, 1991 - Trophic interactions among a beetle predator, a chironomid grazer, and periphyton in a seasonal wetland. *Oikos*, 60: 251-257.
- BELFIORE, C., 1983 - *Efemeroteri (Ephemeroptera)*. Consiglio Nazionale delle Ricerche, Pub. n° 24, Verona, 133 pp.
- BENFIELD, E. & J. R. WEBSTER, 1985 - Shredder abundance and leaf breakdown in an Appalachian Mountain stream. *Freshw. Biol.*, 15: 113-120.
- BENNETT, J. P., J. W. WOODWART & D. J. SHULTZ, 1986 - Effect of discharge on the chlorophyll *a* distribution in the Tidally Influenced Potomac river. *Estuaries*, 9 (4A): 250-260.
- BENSON, L. J. & R. G. PEARSON, 1987 - The role of drift and the effect of season on macroinvertebrate colonization of implanted substrata in tropical Australian stream. *Freshwat. Biol.*, 18: 109-116.
- BETTENCOURT, M. L., 1978 - *Noções elementares de estatística aplicada à climatologia*. Mesologia e Meteorologia Agrícola. Instituto Superior de Agronomia.
- BIGGS, B. J. & M. E. CLOSE, 1989 - Periphyton biomass dynamics in gravel bed rivers: the relative effects of flows and nutrients. *Freshwat. Biol.*, 22: 209-231.
- BIGGS, B. J., M. J. DUNCAN, I. G. JOWETT, J. M. QUIN, L. W. HICKEY, R. J. DAVIES-COLLEY & M. E. CLOSE, 1990 - Ecological characterisation, classification, and modelling of New Zealand rivers: an introduction and synthesis. *New Zeal. Jour. Mar. Freshw. Res.*, 24: 277-304.
- BILBY, R., 1977 - Effects of a spate on the macrophyte vegetation of a stream pool. *Hydrobiologia*, 56: 109-112.

- BIRD, G. A. & H. B. N. HYNES, 1981 - Movement of immature aquatic insects in a lotic habitat. *Hydrobiologia*, 77: 103-112.
- BIRD, G. A. & N. K. KAUSHIK, 1981 - Coarse particulate organic matter in streams, pp: 41-68. In M. A. Lock & D. D. Williams (Eds.). *Perspectives in running water*. Plenum Press. New York, London.
- BIRD, G. A. & N. K. KAUSHIK, 1984 - Survival and growth of early-instar nymphs of *Ephemerella subvaria* feed various diets. *Hydrobiologia*, 119: 227-233.
- BIRD, G. A. & N. K. KAUSHIK, 1985 - Processing of decaying maple leaf, *Potamogeton* and *Cladophora* packs by invertebrates in an artificial stream. *Arch. Hydrobiol.*, 105 (1): 93-104.
- BLINN, D. W., A. FREDERICKSEN & V. KORTE, 1980 - Colonization rates and community structure of diatoms on three different rock substrata in a lotic system. *Br. Phycol. J.*, 15 : 303-310.
- BLINN, D. W., R. TRUITT & A. PICKART, 1989 - Response of epiphytic diatom communities from the tailwaters of Glen Canyon Dam, Arizona, to elevated water temperature. *Regulated Rivers*, 4: 91-96.
- BONEY, A. D., 1975 - *Phytoplankton*. Studies in Biology n° 52. Edwards Arnold, London: 116 pp.
- BOULTON, A. J. & P. J. SUTER, 1986 - Ecology of temporary streams - An Australian perspective, pp. 313-327. In P. De Deckker & W. D. Williams (Eds.). *Limnology in Australia*. CSIRO/Junk Publ., Melbourne and The Netherlands.
- BOULTON, A. J. & P. S. LAKE, 1988 - Australian temporary streams - Some ecological characteristics. *Verh. Internat. Verein. Limnol.*, 23: 1380-1383.
- BOULTON, A. J., G. M. SPANGARO & P. S. LAKE, 1988 - Macroinvertebrate distribution and recolonization on stones subjected to varying degrees of disturbance: an experimental approach. *Arch. Hydrobiol.*, 113 (4): 551-576.
- BOULTON, A. J., 1989 - Over-summering refuges of aquatic macroinvertebrates in two intermittent streams in Central Victoria. *Trans. R. Soc. S. Aust.*, 113: 23-34.
- BOURNAUD, M., 1963 - Le courant, facteur écologique et éthologique de la vie aquatique. *Hydrobiologia*, 21: 125-165.
- BRAUN-BLANQUET, J., 1964 - *Pflanzensoziologie*, 3ª Ed., Springer. Berlin.
- BROCK, C. M., M. C. BOGAERTS, G. J. HEIJHEN & J. H. HEIJTHUISEN, 1983 - Nitrogen and phosphorus accumulations and cycling by *Nymphoides peltata* (Gmel) O. Kuntze (*Menyanthaceae*). *Aquatic Botany*, 17: 189-214.
- BRUNS, D. A. & W. L. MINCKLEY, 1980 - Distribution and abundance of benthic invertebrates in a Sonoran Desert stream. *Journal of Arid Environments*, 3: 117-131.

- BRUNS, D. A., G. W. MINSHALL, J. T. BROCK, C. E. CUSHING, K. W. CUMMINS & R. L. VANNOTE, 1982 - Ordination of functional groups and organic matter parameters from the Middle Fork of the Salmon River, Idaho. *Fresh. Inv. Biol.*, 1 (3): 2-11.
- BRUNS, D. A., G. W. MINSHALL, C. E. CUSHING, K. W. CUMMINS J. T. BROCK & R. L. VANNOTE, 1984 - Tributaries as modifiers of the river continuum concept: analysis by polar ordination and regression models. *Arch. Hydrobiol.*, 99 (2): 208-220.
- BRUNS, D. A. & G. W. MINSHALL, 1985 - River continuum relationships in an 8th-order river reach: analyses of polar ordination, functional groups, and organic matter parameters. *Hydrobiologia*, 127: 277-285.
- BUNN, S. E. , D. H. EDWARD & N. R. LONERAGAN, 1986 - Spatial and temporal variation in the macroinvertebrate fauna of streams of the Northern Jarrah Forest, Western Australia: community structure. *Freshwat. Biol.*, 16: 67-91.
- BUNN, S. E., 1988 - Processing of leaf litter in a Northern Jarrah forest stream, Western Australia: I - Seasonal differences. *Hydrobiologia*, 162: 201-210.
- BUSCH, E. B. & S. G. FISHER, 1981 - Metabolism of a desert stream. *Freshw. Biol.*, 11: 301-307.
- BUSHONG, S. J. & R. W. BACHMANN, 1989 - *In situ* nutrient enrichment experiments with periphyton in agricultural streams. *Hydrobiologia*, 178: 1-10.
- CANTON, S. P., L. D. CLINE, R. A. SHORT & J. V. WARD, 1984 - The macroinvertebrates and fish of a Colorado stream during a period of fluctuating discharge. *Freshwat. Biol.*, 14: 311-316.
- CAPBLANQ, J. & J. N. TOURENQ, 1978 - Hydrochemie de la Riviere Cot. *Annl. Limnol.*, 14 (1-2): 25-37.
- CARLSON, J. Y., C. W. ANDRUS & H. A. FROEHLICH, 1990 - Woody debris, channel features, and macroinvertebrates of streams with logged and undisturbed riparian Timber in Northeastern Oregon, U.S.A.. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.*, 47: 1103-1111.
- CASEY, H., R. T. CLARKE & A. F. H. MARKER, 1981 - The seasonal variation in silicon concentration in Chalk-streams in relation to diatom growty. *Freshw. Biol.*, 11: 335-344.
- CATALAN LAFUENTE, J. G. & J. M. CATALAN ALONSO, 1987 - *Rios*. Editorial Dihidrox, Zamora, 254 pp.
- CATTANEO, A. & J. KALFF, 1980 - The relative contribution of aquatic macrophytes and their epiphytes to the production of macrophyte beds. *Limnol. Oceanogr.*, 25 (2): 280-289.
- CATTANEO, A., 1983 - Grazing on epiphytes. *Limnol. Oceanogr.*, 28: 124-132.

- CATTANEO, A. & J. KALFF, 1986 - The effect of grazer size manipulation on periphyton communities. *Oecologia*, 69: 612-617.
- CHESSMAN, B. C., 1986 - Dietary studies of aquatic insects from two Victorian Rivers. *Aust. J. Mar. Freshw. Res.*, 37: 129-146.
- CHUTTER, F. M., 1969 - The effects of silt and sand on the invertebrate fauna of streams and rivers. *Hydrobiologia*, 34 (1): 57-76.
- CLAVER FARIAS, I. (COORDENADOR), 1984 - *Guia para la Elaboration de um Estudio del Meio Fisico: Contenido e Metodologia*. 2ª Ed. Centro de Estudios de Ordenacion del Territorio y Medio Ambiente (CEOIMA), Madrid, 254 pp.
- COLEMAN, M. J. & H. B. N. HYNES, 1970 - The vertical distribution of the invertebrate fauna in the bed of a stream. *Limnol. Oceanog.*, 15: 31-40.
- COLLETTI, P. J., D. W. BLINN, A. PICKART & V. T. WAGNER, 1987 - Influence of different densities of the mayfly grazer *Heptagenia criddlei* on lotic diatom communities. *J. N. Am. Benthol. Soc.*, 6 (4): 270-280.
- CONNELL, J. H., 1978 - Diversity in tropical rainforests and coral reefs. *Science*, 199: 1302-1310.
- CORKUM, L. D., 1990 - Intra-biome distributional patterns of lotic macroinvertebrate assemblages. *Can. J. Fish Aquatic. Sci.*, 47: 2147-2157.
- CORKUM, L. D., 1991 - Spatial patterns of macroinvertebrates distributions along rivers in eastern deciduous forest and grassland biomes. *J. N. Am. Benthol. Soc.*, 10 (4): 358-371.
- CORTES, R. M. V., 1989 - *Biotipologia de ecossistemas lóticos do Nordeste de Portugal*. Tese de Doutorado. Univ Vila Real. Vila Real. 305 pp.
- CULP, J. M. & R. W. DAVIES, 1982 - Analysis of longitudinal zonation and the River Continuum Concept in the Oldman-South Saskatchewan River system. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.*, 39: 1258-1266.
- CUMMINS, K. W. & G. H. LAUFF, 1969 - The influence of substrate particle size on the microdistribution of stream macrobenthos. *Hydrobiologia*, 34 (2): 145-181.
- CUMMINS, K. W., 1973 - Trophic relations of aquatic insects. *Annual Review of Entomology*, 18: 183-206.
- CUMMINS, K. W., 1974 - Structure and function of stream ecosystems. *BioScience*, 24: 631-641.
- CUMMINS, K. W., 1975 - Macroinvertebrates, p. 170-198. In B. A. Whitton (Ed.). *River Ecology*. Blackwell Scientific Publications, Oxford.
- CUMMINS, K. W. & M. J. KLUG, 1979 - Feeding ecology of stream invertebrates. *Ann. Rev. Ecol. Syst.*, 10: 147-172.

- CUMMINS, K. W., J. R. SEDELL, F. J. SWANSON, G. W. MINSHALL, S. G. FISHER, C. E. CUSHING, R. C. PETERSEN & R. L. VANNOTE, 1983 - Organic matter budgets for stream ecosystems: problems in their evaluation, pp. 299-353. In J. R. Barnes & G. W. Minshall (Eds.). *Stream Ecology: application and testing of general ecological theory*. Plenum Press. New York and London.
- CUMMINS, K. W., G. W. MINSHALL, J. R. SEDELL, C. E. CUSHING, & R. C. PETERSEN, 1984 - Stream ecosystem theory. *Verth. Int. Ver. Limnol.*, 22: 1818-1827.
- CUMMINS, K. W., M. A. WILZBACH, D. M. GATES, J. B. PERRY & W. B. TALIAFERRO, 1989 - Shedders and riparian vegetation. *BioScience*, 39: 24-30.
- CUSHING, C. E., C. D. MCINTIRE, K. W. CUMMINS, G. W. MINSHALL, R. C. PETERSEN, J. R. SEDELL & R. L. VANNOTE, 1983a - Relationships among chemical, physical and biological indices along a river continuum based on multivariate analyses. *Arch. Hydrobiol.*, 98 (3): 317-326.
- CUSHING, C. E., K. W. CUMMINS, G. W. MINSHALL & R. L. VANNOTE, 1983b - Periphyton, chlorophyll *a*, and diatoms of the Middle Fork of Salmon River, Idaho. *Holarctic Ecology*, 6: 221-227.
- DAGET, J., 1979 - *Les Modèles Mathématique en Écologie*. 2^a Ed., Masson, Paris. 172 pp.
- DAKKI, M., 1978 - Le genere *Hydropsyche* au Maroc. *Bulletin de l'Institute Scientifique, Rabat.*, 3: 111-120.
- DAKKI, M. & M. A. EL AGBANI, 1983 - Ephemeropteres d' Afrique du Nord. 3, Elements pour la connaissance de la faune marocaine. *Bulletin de l'Institute Scientifique, Rabat.*, 7: 115-126.
- DAVIS, J. A., 1986 - Boundary layers, flow microenvironments and stream benthos, p. 293-312. In P. De Deckker & W. D. Williams (Eds.). *Limnology in Australia*. CSIRO/Junk Publ., Melbourne and The Netherlands.
- DAWSON, F. H., 1988 - Water flow and the vegetation of running waters. pp. 283-310. In J. J. Symonens (Ed.). *Vegetation of Inland Waters*. Handbook of Vegetation Science, n^o 15, vol 1. Kluwer Academic Publ. Dordrecht.
- DAYTON, P. K., 1971 - Competition, disturbance and community organization: the provision and subsequent utilization of space in a rocky intertidal community. *Ecological Monographs*, 41: 351-389.
- DAYTON, P. K., 1975 - Experimental evaluation of ecological dominance in a rocky intertidal algal community. *Ecological Monographs*, 45: 137-159.
- DEMARCH, B. G. E., 1976 - Spatial and temporal patterns in macrobenthic stream diversity. *J. Fish Res. Board Can.*, 33: 1261-1270.
- DELUCCHI, C. M., 1988 - Comparison of community structure among streams with different temporal flow regimes. *Can. J.Zool.*, 66: 579-586.

- DELUCCHI, C. M., 1989 - Movement patterns of invertebrates in temporary and permanent streams. *Oecologia*, 78: 199-207.
- DENICOLA, D. & C. D. MCINTIRE, 1990a - Effects of substrate on the distribution of periphyton in laboratory streams. I - Hydrology. *J. Phycol.*, 26: 624-633.
- DENICOLA, D. & C. D. MCINTIRE, 1990b - Effects of substrate on the distribution of periphyton in laboratory streams. II - Interactions with irradiance. *J. Phycol.*, 26: 634-641.
- DENICOLA, D. M., D. C. MCINTIRE & G. A. LAMBERTI, 1990 - Temporal patterns of grazer-periphyton interactions in laboratory streams. *Freshw. Biol.*, 23: 475-489.
- DERMOTT, R. M. & H. J. SPENCE, 1984 - Changes in a populations and drift of a stream invertebrates following lampricide treatment. *Can. J. Fish Aquatic. Sci.*, 41: 1695-1701.
- DETHIER, M., 1986 - Heteropteres aquatiques et ripicoles-genres et principales especes. *Bull. Soc. Limn. de Lyon*, 55 (1): 11-40.
- DIAMOND, J. M., 1986 - Effect of larval retreats of the caddisfly *Cheumatopsyche* on macroinvertebrate colonization in piedmont, USA streams. *Oikos*, 47: 13-18.
- DOBSON, M. & A. G. HILDREW, 1992 - A test of resource limitation among shredding detritivores in low order streams in southern England. *Journal of Animal Ecology*, 61: 69-77.
- DODDS, W. K., 1991 - Micro-environmental characteristics of filamentous algae communities in flowing freshwaters. *Freshwat. Biol.*, 25: 199-209.
- DOEG, T. J., P. S. LAKE & R. MARCHANT, 1989 - Colonization of experimentally disturbed patches by stream macroinvertebrates in the Acheron River, Victoria. *Australian Journal of Ecology*, 14 : 207-220.
- DUDGEON, D., 1984 - Longitudinal and temporal changes in functional organization of macroinvertebrate communities in the Lam Tsuen River, Hong Kong. *Hydrobiologia*, 111: 207-217.
- DUDGEON, D., 1989 - The influence of riparian vegetation on the functional organization of four Hong Kong stream communities. *Hydrobiologia*, 179: 183-194.
- DUNCAN, S. W. & D. W. BLINN, 1989 - Importance of physical variables on the seasonal dynamics of epilithic algae in a highly shaded Canyon stream. *J. Phycol.*, 25: 455-461.
- ELLIOT, J. M. & K. H. MANN, 1979 - A key to the British freshwater Leeches. *Freshwater Biol. Assoc. Pub. n° 40*, Cumbria, 72 pp.
- ELWOOD, J. W., J. D. NEWBOLD, A. F. TRMBLE & R. W. STARK, 1981 - The limiting role of Phosphorus in a Woodland stream ecosystem: effects of P enrichment on leaf decomposition and primary producers. *Ecology*, 62: 146-158.

- ELWOOD, J. W., J. D. NEWBOLD, R. V. O' NEILL & VAN WINKLE, 1983 - Resource spiraling: an operation paradigm for analyzing lotic ecosystems, pp. 3-27. In T. D. Fontaine, III & S. M. Bartell (Eds.) *Dynamics of lotic ecosystems*. Ann Arbor Science, Ann Arbor, Michigan.
- ERMAN D. C. & N. A. ERMAN, 1984 - The response of stream macroinvertebrates to substrate size and heterogeneity. *Hydrobiologia*, 108: 75-82.
- ERMAN, D. C. & F. K. LIGON, 1988 - Effects of discharge fluctuation and the addition of fine sediment on stream fish and macroinvertebrates below a water-filtration facility. *Environmental Management*, 12 (1): 85-97.
- FAIRCHID, I. W. & R. L. LOWE, 1984 - Artificial substrates which release nutrients: effects on periphyton and invertebrate succession. *Hydrobiologia*, 114: 29-37.
- FERREIRA, M. T., 1992 - *Estrutura e dinâmica das comunidades de macrófitos lóticos da Bacia Hidrográfica do Sorraia. Interferência dos ecossistemas agrários envolventes*. Tese de Doutorado. Univ. Técnica de Lisboa. Instituto Superior de Agronomia. 340 pp.
- FERRERAS ROMERO, M. & J. TOJA SANTILLANA, 1986 - Datos para una caracterization físico-química con interes biológico de cursos acuáticos de Sierra Morena Central (Cordoba). *Oxyura*, 3 (1): 43-60.
- FISHER, R. A., A. S. CORBET & C. B. WILLIAMS, 1943 - The relation between the number of species and the number of individuals in a random sample of an animal population. *J. Anim. Ecol.*, 12: 42-58.
- FISHER, S. G. & G. E. LIKENS, 1973 - Energy flow in Bear Brook, New Hampshire: an integrative approach to stream ecosystem metabolism. *Ecol. Monogr.*, 43 (4): 421-439.
- FISHER, S. G. & S. R. CARPENTER, 1976 - Ecosystem and macrophyte primary production of Fort River. *Hydrobiologia*, 47: 175-189.
- FISHER, S. G. & W. L. MINCKLEY, 1978 - Chemical characteristics of a desert stream in flash flood. *J. Arid Environ.*, 1: 25-33.
- FISHER, S. G., L. J. GRAY, N. B. GRIMM & D. E. BUSCH, 1982 - Temporal succession in a desert stream ecosystem following flash flooding. *Ecol. Monog.*, 52 (1): 93-110.
- FISHER, S. G. & L. J. GRAY, 1983 - Secondary production and organic matter processing by collector macroinvertebrates in a desert stream. *Ecology*, 64 (5): 1217-1224.
- FISHER, S. G. & N. B. GRIMM, 1983 - Water quality and nutrient dynamics of Arizona Streams. *Office of water Resources and Technology*. Project Completion Report A 106, Ariz.

- FISHER, S. G., 1983 - Succession in streams, pp. 7-28. In J. R. Barnes & G. W. Minshall (Eds.). *Stream Ecology: application and testing of general ecological theory*. Plenum Press, New York and London.
- FISHER, S. G., 1986 - Structure and dynamics of desert streams, pp. 119-139. In W. G. Whitford [ed.]. *Pattern and Process in Desert Ecosystems*. Univ. New Mexico Press. Albuquerque.
- FISHER, S. G., 1990 - Recovery processes in lotic ecosystems: limits of successional theory: *Environment Management*, 14 (5): 725-736.
- FISHER, S. G. & N. B. GRIMM, 1991 - Streams and disturbance: are cross-ecosystem comparisons useful?, pp. 196-221 In J. Cole, G. Lovett & S. Findlay (Eds.). *Comparative Analyses of Ecosystems. Patterns, Mechanisms, and Theories*. Springer-Verlag. New York, Inc.
- FOGG, G. E., 1975 - *Algal cultures and phytoplankton ecology*. 2nd edición. Madison, Wisconsin, 175 pp.
- FOX, A. M. & K. J. MURPHY, 1990 - The efficacy and ecological impacts of herbicide and cutting regimes on the submerged plant communities of four British Rivers. II A multivariate analysis of the effects of management regimes on macrophyte communities. *Journal Applied Ecology*, 27: 541-548.
- FULLER, R. L. & R. J. MACKAY, 1981 - Effects of food quality on the growth of three *Hydropsyche* species (Trichoptera: Hydropsychidae). *Canadian Journal of Zoology*, 59 (6): 1133-1140.
- FULLER, R. L., J. L. ROELOFS & T. J. FRY, 1986 - The importance of algal to stream invertebrates. *J. N. Am. Benthol. Soc.*, 5 (4): 290-296.
- FULLER, R. L. & T. J. FRY, 1991 - The influence of temperature and food quality on the growth of *Hydropsyche betteni* (Trichoptera) and *Simulium vittatum* (Diptera). *Journal of Freshwater Ecology*, 6 (1): 75-86.
- FURSE, M. T., J. F. WRIGHT, P. D. ARMITAGE & D. MOSS, 1981 - An appraisal of pond-net samples for biological monitoring of lotic macroinvertebrates. *Wat. Res.*, 15: 679-689.
- GAIVÃO, M. O. M., 1985 - *Rio Corgo. Efeitos da poluição orgânica sobre a fauna macrobentônica*. Trabalho de fim de curso. Faculdade de Ciências da Universidade de Lisboa. 60 pp.
- GARCÍA DE JALÓN, D., 1983 - Contribución al conocimiento de las larvas del género *Hydropsyche* (Trichoptera) ibéricas. *Actas 1º Congr. Iberico Entomol.* : 275-285.
- GARCÍA DE JALÓN, D., 1986 - Los Hydropsychidae (Trichoptera) de la cuenca del Duero. *Boletín Asoc. esp. Entom.* 10: 127-138.
- GARCÍA, M. P., E. VICENTE & M. R. MIRACLE, 1984 - Sucesion estacional del fitoplancton de la albufera de Valencia. *Anales de Biología 2 (sec. esp. 2)*: 91-100.

- GAUCH, JR. H. G., 1982 - *Multivariate Analysis in Community Ecology*. Cambridge University Press, Cambridge. 298 pp.
- GEORGIAN, T. & J. B. WALLACE, 1983 - Seasonal production dynamics in a guild of periphyton-grazing insects in a southern Appalachian stream. *Ecology*, 64 (5): 1236-1248.
- GIANI, N., 1976 - Les oligochètes aquatiques du Sud-Ouest de la France. *Annals Limnol.*, 12 (2): 107-125.
- GIBON, F. M. & B. STATZNER, 1985 - Longitudinal zonation of lotic insects in the Bandama River system (Ivory Coast). *Hydrobiologia*, 122: 61-64.
- GILLER, P. S., N. SANGPRADUB & H. TWOMEY, 1991 - Catastrophic flooding and macroinvertebrate community structure. *Verh. Internat. Verein. Limnol.*, 24: 1724-1729.
- GIROD, A., I. BIANCHI & M. MARIANI, 1980 - Gasteropodi (Gastropoda: Prosobranchia: Hydrobioidea, Pyrguloidea). *Consiglio Nazionale delle Ricerche. Pub.*, n° 8, 66 pp.
- GOETHEBUER, 1932 - *Faune de France*. 23. Diptera Chironomidae IV. 204 pp.
- GONZÁLEZ DEL TÁNAGO, M. & D. GARCÍA DE JALON, 1982 - *Estudio para una metodología de clasificación biotopológica de los Rios Españoles según el Modelo Propuesto para la CEE; aplicación a la Cuenca del Duero*. Centro de Estudios de Ordenación Territorial y medio Ambiente. Minist. Obras Públicas y Urbanismo. Madrid.
- GONZÁLEZ DEL TÁNAGO, M. G., 1984 - Contribution to the zoogeography of the spanish Ephemeroptera, p. 135-145 In V. Landa *et al.* (Ed.). *Proc IV th. Confer. Ephemeroptera, CSAV*.
- GORE, J. A., 1977 - Reservoir manipulations and benthic macroinvertebrates in a prairie river. *Hydrobiologia*, 55 (2): 113-123.
- GORE, J. A., J. M. NESTLER & J. B. LAYZER, 1989 - Instream flow predictions and management options for biota affected by peaking-power hydroelectric operations. *Regulated Rivers: Research & Management*, 3: 35-48.
- GORE, J. A., J. R. KELLY & J. D. YOUNTT, 1990 - Application of ecological theory to determining recovery potential of disturbed lotic ecosystems: research needs and priorities. *Environmental Management*, 14 (5): 755-762.
- GRAY, L. J. & S. G. FISHER, 1981 - Postflood recolonization pathways of macroinvertebrates in a lowland Sonoran desert stream. *Am. Midl. Nat.*, 106: 249-257.
- GRAY, L. J., 1981 - Species composition and life histories of aquatic insects in a lowland Sonoran Desert stream. *Am. Midl. Nat.*, 106: 229-242.

- GRAY, L. J., & J. V. WARD, 1982 - Effects of sediment releases from a reservoir on stream macroinvertebrates. *Hydrobiologia*, 96: 177-184.
- GREGORY, K. J. & D. E. WALLING, 1973 - *Drainage basin form and process: a geomorphological approach*. John Willey & Sons, New York. 458 pp.
- GREGORY, S. V., 1983 - Plant-herbivore interactions in stream systems, pp. 157-190. In J. R. Barnes & G. W. Minshall (Eds.). *Stream Ecology: application and testing of general ecological theory*. Plenum Press, New York and London.
- GREGORY, K. J., 1992 - Vegetation and river channel process interactions, pp. 255-270 In P.J. Boon, P. Calow & G. E. Petts. (Eds.). *River Conservation and Management*. John Wiley & Sons Ltd, Baffins Lane, Chichester, England.
- GRIMM, N. B., S. G. FISHER & W. L. MINCKLEY, 1981 - Nitrogen and phosphorus dynamics in hot desert streams of Southwestern USA. *Hydrobiologia*, 83: 303-312.
- GRIMM, N. B. & S. G. FISHER, 1984 - Exchange between interstitial and surface water: implications for stream metabolism and nutrient cycling. *Hydrobiologia*, 111: 219-228.
- GRIMM, N. B. & S. G. FISHER, 1986a - Nitrogen limitation potential of Arizona streams and rivers. *Journal of the Arizona Nevada Academy of Science*, 21: 31-43.
- GRIMM, N. B. & S. G. FISHER, 1986b - Nitrogen limitation in a Sonoran Desert stream. *J. N. Am. Benthol. Soc.*, 5 (1): 2-15.
- GRIMM, N. B., 1987 - Nitrogen dynamics during succession in a desert stream. *Ecology*, 68 (5): 1157-1170.
- GRIMM, N. B. & S. G. FISHER, 1989 - Stability of periphyton and macroinvertebrates to disturbance by flash floods in a desert stream. *J. N. Am. Benthol. Soc.*, 8 (4): 293-307.
- GRIMM, N. B., H. M. VALETT, E. H. STANLEY & S. G. FISHER, 1991 - Contribution of the hyporheic zone to stability of an arid land stream. *Verh. Internat. Verein. Limnol.*, 24: 1595-1599.
- GRIMM, N. B., 1991 - Biogeochemistry of nitrogen in Sonoran Desert streams. *Journal of the Arizona - Nevada Academy of Science*, 1-9.
- GROOM, A. P. & A. G. HILDREW, 1989 - Food quality for detritivores in streams of contrasting pH. *Journal of Animal Ecology*, 58: 863-881.
- GURTZ, M. E. & J. B. WALLACE, 1984 - Substrate-mediated response of stream invertebrates to disturbance. *Ecology*, 65 (5): 1556-1569.
- HAMMER, U. T., 1983 - Limnological studies of the lakes and streams of the upper Qu' appelle river system, Saskatchewan, Canada. *Hydrobiologia*, 99: 125-144.

- HANN, B. J., 1991 - Invertebrate grazer-periphyton interactions in an eutrophic marsh pond. *Freshwat. Biol.*, 26: 87-96.
- HAPPEY-WOOD, L. M. & J. PRIDDLE, 1984 - The ecology of epipelagic algae of five Welsh lakes with special reference to Volvacean green flagellates (Chlorophyceae). *J. Phycol.*, 20: 109-124.
- HART, D. D., 1978 - Diversity in stream insects: regulation by rock size and microspatial complexity. *Verh. Internat. Verein. Limnol.*, 20: 1376-1381.
- HART, D. D., 1983 - The importance of competitive interactions within stream populations and communities, p. 99-136. In J. R. Barnes & G. W. Minshall (Eds.). *Stream Ecology: application and testing of general ecological theory*. Plenum Press, New York and London.
- HAUER, F. R., J. A. STANFORD & J. V. WARD, 1989 - Serial discontinuities in a rocky mountain river. II. Distribution and abundance of Trichoptera. *Regulated Rivers: Research & Management* Vol. 3: 177-182.
- HAWKES, H. A., 1975 - River zonation and classification, p. 312-374. In B. A. Whitton (Ed.) *River ecology*. Blackwell Scientific Press, Oxford, UK.
- HAWKINS, C. P. & J. R. SEDELL, 1981 - Longitudinal and seasonal changes in functional organization of macroinvertebrate communities in four Oregon streams. *Ecology*, 62 (2): 387-397.
- HAWKINS, C. P., M. L. MURPHY & N. H. ANDERSON, 1982 - Effects of canopy, substrate composition, and gradient on the structure of macroinvertebrate communities in cascade range streams of Oregon. *Ecology*, 63 (6): 1840-1856.
- HEALEY, F. P. & L. L. HENDZEL, 1979 - Indicators of phosphorus and nitrogen deficiency in five algae in culture. *Journal of the Fisheries Research Board of Canada*, 36: 1364-1369.
- HELLAWELL, J. M., 1978 - *Biological surveillance of rivers*. Water Research Center. Stevenage. 332 pp.
- HEMPHILL, N. & S. D. COOPER, 1983 - The effect of physical disturbance on the relative abundance of two filter feeding insects in a small stream. *Oecologia*, 58: 378-382.
- HENDERSON, J., A. G. HILDREW & C. R. TOWNSEND, 1990 - Detritivorous stoneflies of an iron-rich stream: food and feeding, pp. 249-254. In I. C. Campbell (Ed.). *Mayflies and Stoneflies*. Kluwer Academic Publishers.
- HERRANZ, J. M. & M. GONZÁLEZ DEL TÁNAGO, 1985 - Efemerópteros, Plecópteros y Tricópteros de la cuenca del alto Tajo (Guadalajara). *Boletín Asoc. esp. Entom.*, 9: 35-53.
- HILDREW, A., C. TOWNSEND & J. FRANCIS, 1984 - Structure in some Southern English streams: the influence of species interactions. *Freshwat. Biol.*, 14: 297-310.

- HILDREW, A. G., M. K. DOBSON, A. GROOM, A. IBBOTSON, J. LANCASTER & S. D. RUNDLE, 1991 - Flow and retention in the ecology of stream invertebrates. *Verth. Int. Ver. Limnol.*, 24: 1742-1747.
- HILL, B. H. & J. R. WEBSTER, 1983 - Aquatic macrophytes contribution to the New River organic matter budget, pp. 273-282. In T. D. Fontaine, III & S. M. Bartell (Ed.) *Dynamics of lotic ecosystems*. Ann Arbor Science, Ann Arbor, Michigan.
- HILL, M. O., 1979 - *TWINSpan - a FORTRAN Program for Arranging Multivariate Data in an Ordered Two-Way Table by Classification of the Individuals and Attributes*. Cornell University, Ithaca, New York.
- HILL, W. R. & A. W. KNIGHT, 1987 - Experimental analysis of the grazing interaction between mayfly and stream algae. *Ecology*, 68 (6): 1955-1965.
- HILL, W. R. & A. W. KNIGHT, 1988 - Concurrent grazing effects of two stream insects on periphyton. *Limnol. Oceanogr.*, 33 (1): 15-26.
- HOLLAND, M. M., 1988 - SCOPE/MAB. Technical consultations on landscape boundaries, pp. 47-104. In E. Castri, et al., (Eds.). *A new look at ecotones: merging international projects on landscape boundaries*. Biology International Special Issue 17.
- HOLMES, N. T. & B. A. WHITTON, 1980 - Phytoplankton of four rivers, Tyne, Wear, Tess and Swale. *Hydrobiologia*, 80: 111-127.
- HOLM-HANSEN, O. & B. RIEMANN, 1978 - Chlorophyll *a* determination: improvements in methodology. *Oikos*, 30: 438-447.
- HOOPES, R. L., 1974 - Flooding, as the result of Hurricane Agnes, and its effect on a macrobenthic community in an infertile headwater stream in central Pennsylvania. *Limnol. Oceanogr.*, 19: 853-857.
- HORNER, R. R. & E. B. WELCH, 1981 - Stream periphyton development in relation to current velocity and nutrients. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.*, 38: 449-457.
- HORNER, R. R., E. B. WELCH & R. B. VEENSTRA, 1983 - Development of nuisance periphytic algae in laboratory streams in relation to enrichment and velocity, pp. 121-134 In R. G. Wetzel (Ed.). *Periphyton of Freshwater Ecosystems*. Junk Publishers, The Hague.
- HORNER, R. R., E. B. WELCH, M. R. SEELEY & J. M. JACOBY, 1990 - Responses of periphyton to changes in current velocity, suspended sediment and phosphorus concentration. *Freshwat. Biol.*, 24: 215-232.
- HORWITZ, R. J., 1978 - Temporal variability patterns and the distributional patterns of stream fishes. *Ecol. Monogr.*, 48: 307-321.
- HOWARD-WILLIAMS, C., C. I. VINCENT, P. A. BROADY & W. F. VINCENT, 1986 - Antarctic stream ecosystem: variability in environmental properties and algal community structure. *Int. Revue. Ges. Hydrobiol.*, 71: 511-544.

- HUET, M., 1949 - Aperçu des relations entre la pente et les populations piscicoles des eaux courantes. *Schweiz. Z. Hydrol.*, 11 (3-4): 332-351.
- HURLBERT, S. H., 1971 - The non-concept of species diversity: a critique and alternative parameters. *Ecology*, 52: 577-587.
- HUSTON, M., 1979 - A general hypothesis of species diversity. *Amer. Naturalist.*, 113: 81-101.
- HYNES, H. B. N., 1970 - *The ecology of running waters*. University of Toronto Press, Toronto, Canada. 555 p.
- HYNES, H. B. N., 1975 - The stream and its valley. *Verh. Int. Ver. Limnol.*, 19:1-15.
- HYNES, H. B. N., 1978 - *The biology of polluted waters*. Liverpool University Press, Liverpool. 202 pp.
- HYNES, H. B. N., 1983 - Groudwater and stream ecology. *Hydrobiologia*, 100: 93-99.
- I.N.E., 1991 - XIII Recenseamento Geral da População. Resultados preliminares.
- ILLIES, J. & L. BOTOSANEANU, 1963 - Probleme et méthodes de la classification et de la zonation écologique des eaux courantes. Considérées surtout du point de vue faunistique. *Mill. Internat. Verein. Limnol.*, 12: 1-57.
- ILLIES, J. (Ed.), 1978 - *Limnofauna Europaea. A checklist of the animals inhabiting european inland waters, with accounts of their distribution and ecology (except protozoa)*. Gustav Fischer Verlag. Stuttgart. New York; Swets & Zeitlinger B. V. Amsterdam. 532 pp.
- IVERSEN, T. M., J. THORUP, K. KJELDEN & N. THYSSEN, 1991 - Spring bloom development of microbenthic algae and associated invertebrates in two reaches of a small lowland stream with contrasting sediment stability. *Freshwat. Biol.*, 26: 189-198.
- JACKSON, J. K. & S. G. FISHER, 1986 - Secondary production, emergence, and export of aquatic insects of a Sonoran desert stream. *Ecology*, 63 (3): 629-638.
- JASSBY, A. D. & C. R. GOLDMANN, 1974 - A quantitative measure of succession rate and its application to the phytoplankton in lakes. *American Naturalist*, 108: 688-693.
- JEFFREY, K. A., F. W. H. BEAMISH, S. C. FERGUSON, R. J. KOLTON & P. D. MACMAHON, 1986 - Effects of the lampricide, 3-trifluoromethyl-4-nitrophenol (TFM) on the macroinvertebrates within the hyporheic region of a small stream. *Hydrobiologia*, 134 : 43-51.
- JONES, J. R., M. M. SMART & J. N. BURROUGHS, 1984 - Factors related to algal biomass in Missouri Ozark streams. *Verh. Internat. Verein. Limnol.*, 22: 1867-1875.

- JUNK, W. J., P. B. BAYLEY & R. E. SPARKS, 1989 - The flood pulse concept in river-floodplain systems, pp.110-127. In D. P. Dodge (Ed.). *Proceeding of the International Large River Symposium*. Can. Spec. Publ. Fish. Aquat. Sci. 106.
- KALFF, A. C., 1980, The relative contribution of aquatic macrophytes and their epiphytes to the production of macrophyte beds. *Limnol. Oceanogr.*, 25 (2): 280-289.
- KAUSHIK, N. K., J. B. ROBINSON, W. N. STAMMERS & H. R. WHITELEY, 1983 - Aspects of nitrogen transport and transformation in headwater streams, pp.113-139. In M. A. Lock & D. D. Williams (Eds.). *Perspective in Running Water Ecology*. Plenum Press. New York and London.
- KEITHAN, E. D. & R. L. LOWE, 1985 - Primary productivity and spatial structure of phytolith growth in streams in the Great Smoky Mountains National Park, Tennessee. *Hydrobiologia*, 123: 59-67.
- KENKEL, N. C. & L. ORLOCI, 1986 - Applying metric and nonmetric multidimensional scaling to ecological studies: some new results. *Ecology*, 67: 919-928.
- KONDRATIEFF, P. K. & G. M. SIMMONS, 1984 - Nutritive quality and size fractions of natural seston in an impounded river. *Arch. Hydrobiol.*, 101: 401-412.
- KOVALAK, W. P., 1978 - Relationships between size of stream insects and current velocity. *Can. J. Zool.*, 56: 178-186.
- LADLE, M., J. A. B. BASS & W. K. JENKINS, 1972 - Studies on production and food consumption by the larval Simuliidae (Diptera) of a chalk stream. *Hydrobiologia*, 39: 429-448.
- LADLE, M. & J. A. B. BASS, 1981- The ecology os small chalk stream and its resposes to drying during drought conditions. *Arch. Hydrobiol.*, 90: 448-466.
- LADLE, M., 1990 - Long-term investigations of trophic relationships in southern chalk streams. *Freshwat. Biol.*, 23: 113-117.
- LAKE, P. S. T. DOEG & D. W. MORTON, 1985 - The macroinvertebrate community of stones in an australian upland stream. *Verh. Internat. Verein. Limnol.*, 22: 2141-2147.
- LAKE, P. S., L. A. BARMUTA, A. J. BOULTON, I. C. CAMPBELL & R. M. ST CLAIR, 1986 - Australian streams and Northern Hemisphere stream ecology: comparisons and problems. *Proc. Ecol. Aust.*, 14: 61-82.
- LAKE, P. S., 1990 - Disturbing hard and soft bottom communities: A comparison of marine and freshwater environments. *Australian Journal of Ecology*, 15: 477-488.
- LAKE, P. S. & E. S. G. SCHREIBER, 1991 - Colonization of stones and recovery from disturbance: an experimental study along a river. *Verh. Internat. Verein. Limnol.*, 24: 2061-2064.

- LAMARCHE, A., P. LEGENDRE & A. CHODOROWSKI, 1982 - Facteurs responsables de la distribution des gastéropodes dulcicoles dans le fleuve Saint-Laurent. *Hydrobiologia*, 89: 61-76.
- LAMBERTI, G. A. & V. H. RESH, 1983 - Stream periphyton and insect herbivores: an experimental study of grazing by a caddisfly population. *Ecology*, 64 (5): 1124-1135.
- LANDA, V., 1968 - Developmental cycles of Central European Ephemeroptera and their interrelations. *Acta Ent. Bohemoslov.*, 65 (4): 276-284.
- LEGENDRE, L. & P. LEGENDRE, 1979 - *Écologie Numérique*. Vol. 2., Masson, Paris. 245 pp.
- LEGIER, P. & J. TALIN, 1973 - Comparaison de ruisseaux permanents et temporaires de la province Calcaire. *Anns. Limnol.*, 9 (3): 273-292.
- LENAT, D. R., D. L. PENROSE & K. W. EAGLESON, 1981 - Variable effects of sediment addition on stream benthos. *Hydrobiologia*, 79: 187-194.
- LENZ, J. & P. FRITSCH, 1980 - The estimation of chlorophyll *a* in water samples: a comparative study on retention in a glass-fiber and membrane filter and on the reliability of two storage methods. *Arch. Hydrobiol. Beih. Ergebn. Limnol.*, 14: 46-51.
- LOEHR, R. C., 1974 - Characteristics and comparative magnitude of non-point sources. *Journal W.P.C.F.*, 46 (8): 1849-1872.
- LORENZEN, C. J., 1967 - Determination of chlorophyll and pheopigments: spectrophotometric equations. *Limnol. Oceanogr.*, 12 (2): 343-346.
- LORENZEN, C. J. & S. W. JEFFREY, 1980 - Determination of chlorophyll in seawater. Report of intercalibration tests. *Unesco Technical Paper in Marine Science*, 35: 21 pp.
- LOTSPEICH, F. B., 1980 - Watersheds as the basic ecosystem: this conceptual framework provides a basis for natural classification system. *Water Resour. Bull.*, 16: 581-586.
- LOWE, R. L., 1979 - Phytobenthos ecology and regulated streams, p. 25-34. In J. V. Ward & J. A. Stanford (Eds.). *The Ecology of Regulated Streams*. Plenum Press, New York.
- LUBCHENCO, J. & B. A. MENGE, 1978 - Community development and persistence in a low rocky intertidal zone. *Ecological Monographs*, 48: 67-94.
- LUDWIG, J. A. & J. F. REYNOLDS, 1988 - *Statistical Ecology. A primer on methods and computing*. Wiley-Interscience Publication. John Wiley & Sons. New York. 338 pp.
- MACAN, T. T., 1977 - A key to the British fresh and brackish-water Gastropods. *Freshwater Biol. Assoc.*, Pub. n°13, Cumbria, 46 pp.

- MACARTHUR, R.H. & E. O. WILSON, 1967 - The theory of island biogeography. Princeton University Press, Princeton, New Jersey. 203 pp.
- MACFARLANE, M. B. & T. F. WATERS, 1982 - Annual production by caddisflies and mayflies in a western Minnesota Plains stream. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.*, 39: 1628-1635.
- MADSEN, J. D. & M. S. ADAMS, 1989 - The distribution of submerged aquatic macrophyte biomass in a eutrophic stream, Badfish Creek: the effect of environment. *Hydrobiologia*, 171: 111-119.
- MALMQVIST, B., L. M. NILSON & B. S. SVENSSON, 1978 - Dynamics of detritus in a small stream in Southern Sweden and its influence on the distribution of the bottom animal communities, *Oikos*, 31: 3-16.
- MALTBY, L., 1995 - Detritus Processing. pp. 331-353. In P. Calow & G. E. Petts (Eds.). *The Rivers Handbook, vol. I - Hydrological and Ecological Principles*. Blackwell Science.
- MANN, K. H., 1988 - Production and use of detritus in various freshwater, estuarine, and coastal marine ecosystems. *Limnol. Oceanog.*, 33: 910-930.
- MARCUS, M. D., 1980 - Periphytic community response to chronic nutrient enrichment by a reservoir discharge. *Ecologia*, 61 (2): 387-399.
- MARGALEF, R., 1958 - Information theory in ecology. *General Systems*, 3: 36-71.
- MARGALEF, R., 1977 - *Ecologia*. Omega, S. A., Barcelona, 951 pp.
- MARGALEF, R., 1983 - *Limnologia*. Ediciones Omega, S. A., Barcelona. 1010 pp.
- MARGALEF, R., 1990 - Ecosistemas fluviales, transporte horizontal y dinamica sucesional evolutiva. *Interciencia*, 15 (6): 334-336.
- MARKER, A. F. H. & R. J. M. GUNN, 1977 - The benthic algae of some streams in Southern England. III - Seasonal variations in chlorophyll *a* in the seston. *J. Ecol.*, 65: 223-234.
- MARKER, A. F. H., E. A. NUSCH, H. RAI & B. RIEMANN, 1980 - The measurement of photosynthetic pigments in freshwater and standarization of methods: conclusions and recommendations. *Arch. Hydrobiol. Beih. Ergebn. Limnol.*, 14: 91-106.
- MARKER, A. F. H. & H. CASEY, 1982 - The population and production dynamics of benthic algae in an artificial recirculating hard-water stream. *Phil. Trans. R. Soc. Lond.*, B 298: 265-308.
- MATTHEWS, W. J., 1988 - North American prairie streams as systems for ecological study. *J. N. Am. Benthol. Soc.*, 2 (4): 387-409.
- MATTHEWS, G. B., R. A. MATTHEWS & B. HACHMÖLLER, 1991 - Mathematical analysis of temporal and spatial trends in the benthic macroinvertebrate communities of a small stream. *Can J. Fish. Aquat. Sci.* 48 (11): 2184-2190.

- MCAULIFFE, J. R., 1983 - Competition, colonization patterns and disturbance in stream benthic communities, pp. 137-156 In J. R. Barnes & G. w. Minshall (Eds.). *Stream Ecology: application and testing of general ecological theory*. Plenum Press, New York and London.
- MCAULIFFE, J. R., 1984 - Competition for space, disturbance, and the structure of a benthic stream community. *Ecology*, 65 (3): 894-908.
- MCINTOSH, R. P., 1987 - Pluralism in ecology. *Annual Review of Ecology and Systematics*, 18: 321-341.
- MCSHAFFREY, D. & W. P. MCCAFFERTY, 1988 - Feeding behavior of *Rhithrogenia pellucida* (Ephemeroptera: Heptageniidae). *J. N. Am. Benthol. Soc.*, 7: 87-99.
- MEFFE, G. K., 1984 - Effects of abiotic disturbance on coexistence of predator-prey fish species. *Ecology*, 65: 1525-1534.
- MEFFE, G. K. & W. L. MINCKLEY, 1987 - Persistence and stability of fish and invertebrate assemblages in a repeatedly disturbed Sonoran Desert stream. *American Midland Naturalist*, 117: 177-191.
- MINSHALL, G. W., 1968 - Community dynamics of the benthic fauna in a woodland Springbrook. *Hydrobiologia*, 32 (3-4): 305-339.
- MINSHALL, G. W. & J. N. MINSHALL, 1977 - Microdistribution of benthic invertebrates in a Rocky Mountain (U.S.A.) Stream. *Hydrobiologia*, 55 (3): 231-249.
- MINSHALL, G. W., 1978 - Autotrophy in stream ecosystems. *BioScience*, 28: 767-771.
- MINSHALL, G. W., R. C. PETERSEN, K. W. CUMMINS, T. L. BOTT, J. R. SEDELL, C. E. CUSHING & R. L. VANNOTE, 1983 - Interbiome comparison of stream ecosystem dynamics. *Ecol. monogr.*, 51: 1-25.
- MINSHALL, G. W. & R. C. PETERSEN, 1985 - Towards a theory of macroinvertebrate community structure in stream ecosystems. *Arch. Hydrobiol.*, 104: 49-76.
- MINSHALL, G. W., K. W. CUMMINS, R. C. PETERSEN, C. E. CUSHING, D. A. BRUNS, J. R. SEDELL, & R. L. VANNOTE, 1985a - Developments in stream ecosystem theory. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.*, 42: 1045-1055.
- MINSHALL, G. W., R. C. PETERSEN & C. F. NIMZ, 1985b - Species richness in streams of different size from the same drainage basin. *Am. Nat.*, 125: 16-38.
- MINSHALL, G. W., 1988 - Stream ecosystem theory: a global perspective. *J. N. Am. Benthol. Soc.*, 7 (4): 263-288.
- MOEL, J. R. & G. M. HALLEGRAEF, 1978 - Some problems in the estimation of chlorophyll *a* and pheopigments from pre-and post-acidification spectrophotometric measurements. *Int. Revue ges. Hydrobiol.*, 63 (6): 787-800.
- MOLLES, M. C. Jr., 1982 - Trichopteran communities of streams associated with aspen and conifer forests: long-term structural changes. *Ecology*, 63: 1-6.

- MOLLES, M. C., 1985 - Recovery of a stream invertebrate community from a flash flood in Tesuque Creek, New Mexico. *Southwest. Nat.*, 30: 279-287.
- MONGRAFIAS HIDROLÓGICAS DOS PRINCIPAIS CURSOS DE ÁGUA EM PORTUGAL, 1986 - Direcção Geral dos Recursos e Aproveitamentos Hidráulicos. M.H.O.P., Lisboa.
- MORAIS, M. M., 1986 - *Marinha da Saragoça. Lezírias. Contribuição para a avaliação das suas potencialidades em termos de aquacultura. Parâmetros físico-químicos e produção primária*. Trabalho de fim de curso. Engenharia Zootécnica. Universidade de Évora. 198 pp.
- MORAIS, M. M. & P. PINTO, 1991 - Qualidade Biológica da Água do rio Degebe. *Actas do IV Congresso sobre o Alentejo* (em publicação).
- MUNN, M. D., L. L. OSBORNE & M. J. WILEY, 1989 - Factors influencing periphyton growth in agricultural streams of central Illinois. *Hydrobiologia*, 174: 89-97.
- NAIMAN, R. J., J. M. MELILLO, M. A. LOCK, T. E. FORD & S. E. REICE, 1987 - Longitudinal patterns of ecosystem processes and community structure in a subarctic river continuum. *Ecology*, 68 (5): 1139-1156.
- NAIMAN, R. J., H. DÉCAMPS, J. PASTOR & C. A. JOHNSTON, 1988 - The potential importance of boundaries to fluvial ecosystems. *J. N. Am. Benthol. Soc.*, 7: 289-306.
- NAIR, N.B., M. ARUNACHALAM, K. C. M. NAIR & H. SURYANARAYANAN, 1989 - A spatial study of the Neyar River in the light of the river- continuum- concept. *Tropical Ecology*, 30 (1): 101-110.
- NEWBOLD, J. D., J. W. ELWOOD, R. V. O'NEIL & W. VAN WINKLE, 1981 - Measuring nutrient spiralling in streams. *Can J. Fish. Aquatic. Sci.*, 38: 860-863.
- NEWMAN, R. M., 1991 - Herbivory and detritivory on freshwater macrophytes by invertebrates: a review. *J. N. Am. Benthol. Soc.*, 10 (2): 89-114.
- NIELSEN, T. S., W. H. FUNK, H. L. GIBBONS & R. M. DIFFNER, 1984 - A comparison of periphyton growth on artificial and natural substrates in the upper Spokane river. *Northwest Science*, 58: 243-248.
- NOEL, D. S., C. W. MARTIN & C. A. FEDERER, 1986 - Effects of forest clearcutting in New England on stream macroinvertebrates and periphyton. *Environmental Management*, 10 (5): 661-670.
- NOVOTNY, J. F., 1985 - Effects of a Kentucky flow-control reservoir on macroinvertebrates in the tailwater. *Hydrobiologia*, 126: 143-153.
- NUSCH, E. A., 1980 - Comparison of different methods for chlorophyll and pheopigment determination. *Arch. Hydrobiol. Beih. Ergebn. Limnol.*, 14: 14-36.
- OERTLI, B., 1989 - Oak leaf litter processing and associated macroinvertebrates in two ponds near Geneva (Switzerland). *24 th Congree of the International Association of Theoretical and Applied Limnology*, Munich, FRG., 7 pp.

- ONAINDIA, M., 1986 - Estudio de la distribución de las comunidades vegetales higrófilas en los ríos de Vizcaya. *Boletín de la Estación Central de Ecología*, 30: 41-56.
- ORTEGA, M., M. R. VIDAL-ABARCA, M. SUÁREZ, J. L. GONZÁLEZ-BESERAN & L. RAMÍREZ-DÍAS, 1988 - Características físico-químicas de las aguas superficiales de la rambla del Moro después de una riada (Cuenca del Río Segura, SE de España). *Limnética*, 4: 19-26.
- ORTEGA, M., M. L. SUAREZ, M. R. VIDAL-ABARCA, R. GÓMEZ & L. RAMÍREZ-DÍAS, 1991 - Aspects of postflood recolonization of macroinvertebrates in a "Rambla" of South-East Spain ("Rambla del Moro": Segura River Basin). *Verh. Internat. Verein. Limnol.*, 24: 1994-2001.
- ORTH, D. J. & O. E. MAUGHAN, 1983 - Microhabitat preferences of benthic fauna in a woodland stream. *Hydrobiologia*, 106: 157-168.
- OTTO, C. & P. SJÖSTRÖM, 1986 - Behaviour of drifting insect larvae. *Hydrobiologia*, 78: 243-260.
- OUTRIDGE, P. M., 1987 - Possible causes of high species diversity in tropical Australian freshwater macrobenthic communities. *Hydrobiologia*, 150: 95-107.
- OUTRIDGE, P. M., 1988 - Seasonal and spatial variations in benthic macroinvertebrate communities of Magela Creek, Northern Territory. *Aust. J. Mar. Freshwater Res.*, 39: 211-223.
- PECKARSKY, B. L., 1979 - Biological interactions as determinants of distributions of benthic invertebrates within the substrate of stony streams. *Limnology and Oceanography*, 24: 59-68.
- PECKARSKY, B. L. & S. I. DODSON, 1980 - An experimental analysis of biological factors contributing to stream community structure. *Ecology*, 61 (6): 1283-1290.
- PECKARSKY, B. L., 1980 - Influence of detritus upon colonization of stream invertebrates. *Can. J. Fish Aquatic. Sci.*, 37: 957-963.
- PECKARSKY, B. L., 1983 - Biotic interactions or abiotic limitations? A model of lotic community structure, pp. 303-323. In T. D. Fontaine, III & S. M. Bartell (Eds.) *Dynamics of lotic ecosystems*. Ann Arbor Science, Ann Arbor, Michigan.
- PEÑUELAS, J. & J. CATALAN, 1983 - Distribution longitudinal des bryophytes d' un fleuve méditerranéen du NE de l' Espagne: Le Fluvià. *Anns. Limnol.*, 19 (3): 179-185.
- PERRY, S. A., W. B. PERRY & J. A. STANFORD, 1986 - Effects of stream regulation on density, growth, and emergence of two mayflies (Ephemeroptera: Ephemerellidae) and caddisfly (Trichoptera: Hydropsychidae) in two Rocky Mountain river (U.S.A.). *Can. J. Zool.*, 64: 656-666.

- PERRY, J. A. & D. J. SCHAEFFER, 1987 - The longitudinal distribution of riverine benthos: a river dis-continuum?. *Hydrobiologia*, 148: 257-268.
- PETERSON, B. J., J. E. HOBBIE, T. L. CORLISS & K. KRIET, 1983 - A continuous flow periphyton bioassay: tests of nutrient limitation in Tundra stream. *Limnology and Oceanography*, 28: 583-591.
- P.I.D.D.E.V., 1990 - Plano Integrado de Desenvolvimento do Distrito de Évora. Sistema Biofísico, 1ª Fase; Tomo 1. 329 pp.
- P.I.D.D.E.V., 1992 - Plano Integrado de Desenvolvimento do Distrito de Évora, referente a dados de 1990.
- PINDER, L. C. V. & I. S. FARR, 1987 - Biological surveillance of water quality - 2. Temporal and spatial variation in the macroinvertebrate fauna of the River Frome, a Dorset chalk stream. *Arch. Hydrobiol.*, 109 (3): 321-331.
- PIP, E. & J. M. STEWART, 1976 - The dynamics of two aquatic plant-snail associations. *Can. J. Zool.*, 54: 1192-1205.
- PIP, E., 1978 - A survey of the ecology and composition of submerged aquatic snail-plant communities. *Can. J. Zool.*, 56: 2263-2279.
- PLANTE-CUNY, M. R., 1974 - Evaluation par spectrophotométrie des teneurs en chlorophyll a fonctionnelle et en phéopigments des substrats meubles marins. *Doc. Sci. Mission O.R.S.T.O.M. Nosy-Bé*, 45: 1-76.
- PLATTS, W. S., C. ARMOUR, G. D. BOOTH, M. BRYANT, J. L. BUFFORD, P. CUPLIN, S. JENSEN, G. W. LIENKAEMPER, G. MINSHALL, S. B. MONSEN, R. L. NELSON, J. R. SEDELL & J. S. TUNY, 1987 - *Methods for evaluating riparian habitats with applications to management*. General Technical Report INT - 221. Ogden, UT: USA, Forest Service, Intermountain Research Station. 177 pp.
- POFF, N. L. & R. A. MATTHEWS, 1986 - Benthic macroinvertebrate community structural and functional group response to thermal enhancement in the Savannah River and a coastal plain tributary. *Arch. Hydrobiol.*, 106 (1): 119-137.
- POFF, N. L. & J. V. WARD, 1992 - Heterogeneous currents and algal resources mediate *in situ* foraging activity of a mobile stream grazer. *Oikos*, In Press.
- POWER, M. E. & A. J. STEWART, 1987 - Disturbance and recovery of an algal assemblage following in an Oklahoma stream. *Am Midl. Nat.*, 117: 333-345.
- POWER, M. E., R. J. STOUT, C. E. CUSHING, P. P. HARPER, F. R. HAUER, W. J. MATTHEWS, P. B. MOYLE, B. STATZNER & I. R. WAIS DE BADGEN, 1988a - Biotic and abiotic controls in river and stream communities. *J. N. Am. Benthol. Soc.*, 7 (4): 456-479.
- POWER, M. E., A. J. STEWART & W. J. MATTHEWS, 1988b - Grazer control of algae in an Ozark mountain stream: effects of short-term exclusion. *Ecology*, 69 (6): 1894-1898.

- POWER, M. E., 1990 - Benthic turfs vs. floating mats algae in river bed webs. *Oikos*, 58: 67-79.
- PRAT, N., G. GONZALEZ, I. MUÑOZ & X. MILLET, 1986 - Community structure and colonization process in a mediterranean drainage basin. *Proceedings 3rd European Congress of Entomology*: 121-124.
- PREVOT, R., G. PREVOT & J. J. MUSSO, 1986 - Les peuplements d'invertébrés benthique de la Moyenne-Durance. Composition et structure des communautés. *Ecologia Mediterranea*. XII (1-2): 3-29.
- PRINGLE, C. M. & J. A. BOWERS, 1984 - An *in situ* substratum fertilization technique: diatom colonization on nutrient-enriched, sand substrata. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.*, 41: 1247-1251.
- PRINGLE, C. M., 1987 - Effects of water and substratum nutrient supplies on lotic periphyton growth: an integrated bioassay. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.*, 44: 619-629.
- PRINGLE, C. M., R. J. NAIMAN, G. BRETSCCHKO, J. R. KARR, M. W. OSWOOD, J. R. WEBSTER, R. L. WELCOMME & M. J. WINTERBOURN, 1988 - Patch dynamics in lotic systems: the stream as a mosaic. *J. N. Am. Benthol. Soc.*, 7: 503-524.
- QUINN, J. M. & C. W. HICKEY, 1990 - Magnitude of effects of substrate particle size, recent flooding, and catchment development on benthic invertebrates in 88 New Zealand rivers. *New Zeal. Jour. Marin. Freswa. Research*, 24: 411-427.
- QUINTELA, A., 1983 - *Hidrologia de águas superficiais*. Curso Internacional de Hidrologia Operativa. Direcção Geral dos Rec. Aprov. Hid., Lisboa: 94 pp.
- RADER, B. R. & J. V. WARD, 1988 - Influence of regulation on environmental conditions and the macroinvertebrate community in the upper Colorado river. *Regulated Rivers: Research & Management* Vol. 2: 597-618.
- RAI, H., 1980 - Some problems in determination of photosynthetic plankton pigments and their decomposition products. *Arch. Hydrobiol. Beih. Ergebn. Limnol.*, 14: 3-13.
- RAMOS, L., T. NUNCIO, M. E. BORRALHO, J. RAMALHO PAIS & E. VLACHOS, 1988 - *Os Recursos Hídricos no Sul de Portugal. Primeiro Diagnóstico*. Vol. II, Ministério do Planeamento e Administração do Território, Secretaria de Estado do Ambiente e Recursos Naturais, Comissão para o levantamento e acompanhamento da Gestão dos Recursos Hídricos do Alentejo e Algarve, 456 pp.
- RASCHKE, R. L. & P. C. RUSANOWSKI, 1984 - Aquatic macrophytes, field collection methods and laboratory analyses, p. 16-27. In W. M. Dennis & B. G. Isom (Eds.). *Ecological Assessment of Macrophyton: Collection, Use, and Meaning of Data*: A.S.T.M. S.T.P. 843, American Society for testing and Materials.
- REDFEARN, A. & S. L. PIMM, 1988 - Population variability and polyphagy in herbivorous insect communities. *Ecological Monographs*, 58 (1): 39-55.

- REDFIELD, A. C., 1958 - The biological control of chemical factors in the environment. *American Scientist*, 46: 205-221.
- REICE, S. R., 1981 - Interspecific associations in a woodland stream. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.*, 38: 1271-1280.
- REICE, S. R., 1985 - Experimental disturbance and the maintenance of species diversity in a stream community. *Oecologia*, 67: 90-97.
- REICE, S. R., R. C. WISSMAR & R. J. NAIMAN, 1990 - Disturbance regimes, resilience, and recovery of animal communities and habitats in lotic ecosystems. *Environmental Management*. 14 (5): 647-659.
- REITER, M. & R. B. CARLSON, 1986 - Current velocity in streams and the composition of benthic algal mats. *Can J. Fish. Aquat. Sci.*, 43: 1156-1162.
- RESH, V. H., A. V. BROWN, A. P. COVICH, M. E. GURTZ, H. W. LI, G. W. MINSHALL, S. R. REICE, A. L. SHELDON, J. B. WALLACE & R. C. WISSMAR, 1988 - The role of disturbance in stream ecology. *J. N. Am. Benthol. Soc.*, 7 (4): 433-455.
- REYNOLDS, C. S., 1984 - *The ecology of freshwater phytoplankton*. Comb. Univ. Press London.
- RHEE, G. Y., 1978 - Effects of N:P atomic ratios and nitrate limitation on algal growth, cell composition, and nitrate uptake. *Limnology and Oceanography*, 23: 10-25.
- RICHERSON, J. V., 1982 - Species diversity of macroinvertebrates in Cibolo Creek in Shafter, Texas, pp. 113-121 In J. R. Davies (Ed.). *Symposium on Recent Benthological Investigations in Texas and Adjacent States*. Aquatic Sciences Section, Texas Academy of Science, Austin, Texas.
- RIEMANN, B., 1978 - Carotenoid interference in the spectrophotometric determination of chlorophyll degradation products from natural populations of phytoplankton. *Limnol. Oceaogr.*, 23 (5): 1059-1066.
- RIEMANN, B., 1980 - A note of the use of methanol as an extraction solvent for chlorophyll *a* determination. *Arch. Hydrobiol. Beih. Ergebn. Limnol.*, 14: 70-78.
- ROBINSON, C. T. & G. W. MINSHALL, 1986 - Effects of disturbance frequency on stream benthic community structure in relation to canopy cover and season. *J. N. Am. Benthol. Soc.*, 5 (3): 237-248.
- ROBINSON, C. T., G. W. MINSHALL & S. R. RUSHFORTH, 1990 - Seasonal colonization dynamics of macroinvertebrates in an Idaho stream. *J. N. Am. Benthol. Soc.*, 9 (3): 240-248.
- ROCHE, M., 1963 - *Hydrologie de surface*. Office de la Recherche Scientifique et Technique. Gauthier-Villars Ed, Paris: 430 pp.
- RODGERS, J. H. Jr., M. E. MCKEVITT, D. O. HAMMERLUND, K. L. DICKSON & J. CAIRNS, Jr., 1983 - Primary production and decomposition of submergent and emergent aquatic plants of two Appalachian Rivers, pp. 283-302. In T. D.

- Fontaine, III & S. M. Bartell (Eds.) *Dynamics of lotic ecosystems*. Ann Arbor Science, Ann Arbor, Michigan.
- ROGERS, K. H. & C. M. BREEN, 1983 - An investigation of macrophyte, epiphyte and grazer interactions, pp. 217-226. In R. G. Wetzel (Ed.). *Periphyton of freshwater ecosystems*. Junk Publishers, The Hague, The Netherlands.
- ROHLF, F. J., 1990 - *NTSYS-pc. Numerical taxonomy and multivariate analysis system*. Biostatistics Inc., 3 Heritage Lane, Setauket, New York.
- ROOKE, J. B., 1986a - Seasonal aspects of the invertebrate fauna of three species of plants and rock surfaces in a small stream. *Hydrobiologia*, 134: 81-87.
- ROOKE, J. B., 1986b - Macroinvertebrates associated with macrophytes and plastic imitations in the Eramosa River, Ontario. *Arch. Hydrobiol.*, 106 (3): 307-325.
- ROSEMARIN, A. S. & C. GELIN, 1978 - Epilithic algal presence and pigment composition on naturally occurring and artificial substrates in Lakes Trummen and Fiolen, Sweden. *Verh. Internat. Verein. Limnol.*, 20: 808-813.
- ROSILLON, D., 1989, The influence of abiotic factors and density-dependent mechanisms on between-year variations in a stream invertebrate community. *Hydrobiologia*, 179: 25-38.
- ROSS, S. T., W. J. MATTHEWS & A. A. ECHELLE, 1985 - Persistence of stream fish assemblages: effects of environmental change. *Am. Nat.*, 126: 24-40.
- ROUNICK, J. S. & S. V. GREGORY, 1981 - Temporal changes in periphyton standing crop during an unusually dry winter in streams of the Western Cascades, Oregon. *Hydrobiologia*, 83: 197-205.
- ROUNICK, J. S., M. J. WINTERBOURN & G. L. LYON, 1982 - Differential utilization of allochthonous and autochthonous inputs by aquatic invertebrates in some New Zealand streams: a stable carbon isotop study. *Oikos*, 39: 191-198.
- SABATER, F. & J. ARMENGOL, 1986 - Chemical characterization of the Ter River. *Limnetica*, 2: 75-84.
- SABATER, F., S. SABATER & J. ARMENGOL, 1990 - Chemical characteristics of a Mediterranean river as influenced by land uses in the watershed. *Water Research*, 24: 143-155.
- SABATER, F., J. ARMENGOL & S. SABATER, 1991 - Physico-chemical disturbances associated with spatial and temporal variation in a Mediterranean river. *J. N. Am. Benth. Soc.*, 10 (1): 2-13.
- SABATER, S., 1988 - Composición y ciclo de pigmentos clorofílicos en las poblaciones del fitobentos del río Ter durante un período de nueve meses. *Oecologia Aquatica*, 9: 61-75.
- SAGAR, P.M., 1988 - The effects of floods on the invertebrate fauna of a large, unstable braided river. *New Zeal. Jour. Mari. Fresh. Res.* 20: 37-46.

- SAND-JENSEN, K. & M. SØNDERGAARD, 1981 - Phytoplankton and epiphyte development and their shading effect on submerged macrophytes in lakes of different nutrient status. *Int. Revue ges. Hydrobiol.*, 64 (4): 529-552.
- SAND-JENSEN, K., J. MØLLER & B. H. OLESEN, 1988 - Biomass regulation of microbenthic algae in Danish lowland streams. *Oikos*, 53: 332-340.
- SAND-JENSEN, K. & T. V. MADSEN, 1989 - Invertebrates graze submerged rooted macrophytes in lowland streams. *Oikos*, 55 (3): 420-423.
- SCHAEFFER, D. J. & J. A. PERRY, 1986 - Gradients in the distribution of riverine benthos. *Fresh. Biol.*, 16: 745-757.
- SCHEIRING, J. F., 1985 - Longitudinal and seasonal patterns of insect trophic structure in a Florida Sand-Hill stream. *J. Kansas Ent. Soc.*, 58 (2): 207-219.
- SCRIMGEOUR, G. J. & M. WINTERBOURN, 1989 - Effects of floods on epilithon and benthic macroinvertebrate populations in an unstable New Zealand river. *Hydrobiologia*, 171: 33-44.
- SHIOZAWA, D. K., 1983 - Density independence versus density dependence in streams, pp. 55-77. In J. R. Barnes & G. W. Minshall (Eds.). *Stream Ecology: application and testing of general ecological theory*. Plenum Press, New York and London.
- SHORT, R. A., S. P. CANTON & J. V. WARD, 1980 - Detrital processing and associated macroinvertebrates in a Colorado mountain stream. *Ecology*, 61 (4): 727-732.
- SLOANE-RICHEY, J., M. A. PERKINS & K. W. MALUEG, 1981 - The effects of urbanization and stormwater runoff on the food quality in two salmonid streams. *Verh. Inter. Ver. Limnol.*, 21: 812-821.
- SMOCK, L. A. & D. L. STONEBURNER, 1980 - The response of macroinvertebrates to aquatic macrophyte decomposition. *Oikos*, 33: 397-403.
- SMOCK, L. A. & HARLOWE, 1983 - Utilization and processing of freshwater wetland macrophytes by the detritivore. *Asellus forbesi*. *Ecology*, 64: 1556-1565.
- SMOCK, L. A. & C. E. ROEDING, 1986 - The trophic basis production of the macroinvertebrate community of a southeastern U.S.A. blackwater stream. *Holarctic Ecology*, 9: 165-174.
- SØBALLE, D. M. & B. L., KIMMEL, 1987 - A large scale comparison factors influencing phytoplankton abundances in rivers, lakes, and impoundments. *Ecology*, 68: 1943-1954.
- SOKAL, R. R. & F. J. ROHLF, 1981 - *Biometry. The Principles and Practice of Statistics in Biological Research*. 2^a Ed. W. H. Freeman & Company. 859 pp.
- SOUSA, W. P., 1979 - Disturbance in marine intertidal boulder fields: the nonequilibrium maintenance of species diversity. *Ecology*, 60: 1225-1239.

- SOUSA, W. P., 1984 - The role of disturbance in natural communities. *Ann. Rev. Ecol. Syst.*, 15: 353-391.
- STANFORD, J. A. & J. V. WARD, 1983 - Insect species diversity as a function of environmental variability and disturbance in stream systems, pp. 265-278. In J. R. Barnes & G. W. Minshall (Eds.). *Stream Ecology: application and testing of general ecological theory*. Plenum Press, New York and London.
- STANFORD, J. A. & J. W. WARD, 1984 - The effects of regulation on the limnology of the Gunnison River: a North American case history, pp. 467-480. In A. Lillehammer & S. J. Saltveit. (Eds.). *Regulated Rivers*. Universitetsforlaget As. Oslo-Bergen-Stavanger-Tromsø.
- STATZNER, B. & B. HIGLER, 1985 - Questions and comments on the River Continuum Concept. *Can. J. Fish Aquat. Sci.*, 42 (5): 1038-1044.
- STATZNER, B. & B. HIGLER, 1986 - Stream hydraulics as a major determinant of benthic invertebrate zonation patterns. *Freshwat. Biol.*, 16: 127-139.
- STATZNER, B., 1987 - Characteristics of lotic ecosystems and consequences for future research directions, pp. 365-390 In E. D. Schulze & H. Zwölfer (Eds.). *Potentials and limitations of ecosystem analysis*. Ecological studies 61, Springer-Verlag, Berlin.
- STATZNER, B., J. A. GORE & V. H. RESH, 1988 - Hydraulic stream ecology: observed patterns and potential applications. *J. N. Am. Benthol. Soc.*, 7 (4): 307-360.
- STEINMAN, A. D. & C. D. MCINTIRE, 1986 - Effects of current velocity and light energy on the structure of periphyton assemblages in laboratory streams. *J. Phycol.*, 22: 352-361.
- STEINMAN, A. D. & C. D. MCINTIRE, 1987 - Effects of irradiance on the community structure and biomass of algal assemblages in laboratory streams. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.*, 44: 1640-1648.
- STEINMAN, A. D. & C. D. MCINTIRE, 1990 - Recovery of lotic periphyton communities after disturbance. *Environmental Management*, 4 (5): 589-604.
- STEINMAN, A. D. & A. F. PARKER, 1990 - Influence of substrate conditioning on periphytic growth in a heterotrophic woodland stream. *J. N. Am. Benthol. Soc.*, 9 (2): 170-179.
- STEINMAN, A. D., 1991 - Effects of herbivore size and hunger level on periphyton communities. *J. Phycol.*, 27: 54-59.
- STEVENSON, R. J., 1983 - Effects of current and conditions simulating autogenically changing microhabitats on benthic diatom immigration. *Ecology*, 64 (6): 1514-1524.

- STOUT, R. J., W. H. TAFT & R. W. MERRITT, 1985 - Patterns of macroinvertebrate colonization on fresh and senescent alder leaves in two Michigan streams. *Freshw. Biol.*, 15: 573-580.
- STRAHLER, A. N., 1957 - Quantitative analysis of watershed geomorphology. *Trans. Amer. Geophys. Union*, 38: 913-920.
- STROMMER, J. L. & L. A. SMOCK, 1989 - Vertical distribution and abundance of invertebrates within the sandy substrate of a low-gradient headwater stream. *Freshw. Biol.*, 22: 263-274.
- SUMNER, W. T. & C. D. MCINTIRE, 1982 - Grazer-periphyton interactions in laboratory streams. *Arch Hydrobiol.*, 93 (2): 135-157.
- SUNBORG, A., 1983 - Los problemas de la sedimentación en las cuencas fluviales. *La Naturaleza y sus Recursos*, 19 (2): 10-21.
- SUREN, A. M. & P. S. LAKE, 1989 - Edibility of fresh and decomposing macrophytes to three species of freshwater invertebrate herbivores. *Hydrobiologia*, 178: 165-178.
- SUREN, A. M., 1990 - Histological changes in macrophyte tissue during decomposition. *Aquatic Botany*, 33: 27-40.
- TACHET, H., M. BOURNAUD & P. H. RICHOUX, 1981 - *Introduction à l'étude des macroinvertebrés des eaux douces*. Univ. Claude Bernard et Assoc. Franç. de Limnol., Lyon. 155pp.
- TETT, P., M. G. KELLY, G. M. HORNBERGER & B. J. COSBY, 1978 - Relationships among substrate, flow and benthic microalgal pigment density in the Mechums river, Virginia. *Limnol. Oceanogr.*, 23 (4): 785-797.
- THOMPSON, B. H., 1987a - The use of algae as food by larvae Simuliidae (Diptera) of Newfoundland streams. I- Feeding selectivity. *Arch. Hydrobiol./ Suppl.*, 76 (4): 425-442.
- THOMPSON, B. H., 1987b - The use of algae as food by larvae Simuliidae (Diptera) of Newfoundland streams. II- Digestion of algae, and environmental factors affecting feeding rates and the degree of digestion. *Arch. Hydrobiol./ Suppl.*, 76 (4): 443- 457.
- THOMPSON, B. H., 1987c - The use of algae as food by larvae Simuliidae (Diptera) of Newfoundland streams. III- Growth of larvae reared on different algal and other foods. *Arch. Hydrobiol./ Suppl.*, 76 (4): 459-466.
- TOKESHI, M. & L. C. V. PINDER, 1986 - Dispersion of epiphytic chironomid larvae and the probability of random colonization. *Int Revue ges. Hydrobiol.*, 71 (5): 613-620.

- TOKESHI, M., 1986 - Resource utilization, overlap and temporal community dynamics: a null model analysis of an epiphytic chironomid community. *Journal of Animal Ecology*, 55: 491-506.
- TOKESHI, M. & C. R. TOWNSEND, 1987 - Random patch formation and weak competition: coexistence in an epiphytic chironomid community. *Journal of Animal Ecology*, 56: 833-845.
- TOLKAMP, H. H., 1980 - *Organism-substrate relationships in lowland streams*. (Ph. D. thesis). Agricultural University. Wageningen. The Netherlands. 211 pp.
- TOLKAMP, H. H., 1982 - Microdistribution of macroinvertebrates in lowland streams. *Hydrobiologia Bulletin*, 16 (2-3): 133-148.
- TOLSTOY, A., 1980 - Information of the standarization of pigment methodology in Nordic countries. *Arch. Hydrobiol. Beih. Ergebn. Limnol.*, 14: 81-87.
- TOPIC, J., 1989 - Vegetation of the special zoological reserve of Kopackirit. *Hydrobiologia*, 182: 149-160.
- TOWNS, D. R., 1981 - Effects of artificial shading on periphyton and invertebrates in a New Zealand stream. *New Zeal. Jour. Mari. Fresh. Res.*, 15: 185-192.
- TOWNS, D. R., 1985 - Limnological characteristics of a south australian intermittent stream, Brown Hill Creek. *Aust. J. Mar. Freshw. Res.*, 36: 821-837.
- TOWNSEND, C. R. & A. G. HILDREW, 1976 - Field experiments on the drifting, colonization and continuous redistribution of stream benthos. *J. Anim. Ecol.*, 45: 756-772.
- TOWNSEND, C. R., 1989 - The patch dynamics concept of stream community ecological. *J. N. Am. Benthol. Soc.*, 8: 36-50.
- TRISKA, F. J., V. C. KENNEDY, R. J. AVANZIO & B. N. REILLY, 1983 - Effect of simulated canopy cover on regulation of nitrate uptake and primary production by natural periphyton communities, pp. 129-159. In T. D. Fontain & S. M. Bartell (Eds.). *Dynamics of lotic ecosystems*. Ann Arbor, Ann Arbor, Michigan.
- TROELSTRUP, N. H. & G. L. HERGENRADER, 1990 - Effect of hydropower peaking flow fluctuations on community structure and feeding guilds of invertebrates colonizing artificial substrates in a large impounded river. *Hydrobiologia*, 199: 217- 228.
- USHER, H. D. & D. W. BLINN, 1990 - Influence of various exposure periods on the biomass and chlorophyll *a* of *Clapophora glomerata*. (Chlorophyta). *J. Phycol.*, 26: 244-249.
- VALETT, H. M., S. G. FISHER & E. H. STANLEY, 1990 - Physical and chemical characteristics of the hyporheic zone of a Sonoran Desert stream. *J. Nortn. Am. Benthol. Soc.*, 9: 201-215.
- VANNOTE, R. L., G.W. MINSHALL, K. W. CUMMINS, J. R. SEDELL & C. E. CUSHING, 1980 - The river continuum concept. *Can. J. Fish Aquatic Sci.*, 37: 130-137.

- VEIGA DA CUNHA, L., A. S. GONÇALVES, V. ALVES DE FIGUEIREDO & M. LINO, 1980 - *A Gestão da Água - Princípios Fundamentais e sua Aplicação em Portugal*. Fundação Calustre Gulbenkian: 697 pp.
- VERNEAUX, J., 1973 - Cours d'eau de Franche - Comté (massif du Jura). Recherches écologiques sur le réseau hydrographique du Doubs - essai de biotypologie. Thèse. *Annls. Scient. Univ. Besançon, Zool., Physiol., Biol. Anim.*, 3 (9), 260 pp.
- VERNEAUX, J., 1976a - Biotypologie de l'écosystème "eau courante". La structure biotypologique. *C. R. Acad. Sc., Paris, série D*, 283: 1663-1666.
- VERNEAUX, J., 1976b - Biotypologie de l'écosystème "eau courante". Les groupements socio-écologiques. *C. R. Acad. Sc., Paris, série D*, 283: 1791-1793.
- VERNEAUX, J., 1977a - Biotypologie de l'écosystème "eau courante". Détermination approchée de l'appartenance typologique. *C. R. Acad. Sc., Paris, série D*, 284: 77-79.
- VERNEAUX, J., 1977b - Biotypologie de l'écosystème "eau courante". Détermination approchée de l'appartenance typologique d'un peuplement ichtyologique. *C. R. Acad. Sc., Paris, série D*, 284: 675-678.
- VERNEAUX, J., 1981 - Les poissons et la qualité des cours d'eau. *Ann. Sc. Univ. Besançon*, 4 ème série, (2): 33-41.
- VIDAL-ABARCA, M. R., 1989 - Rios de las cuencas aridas y semiaridas: una perspectiva ecologica comparativa y de sintesis. *Scientia gerundensis*, 16 (1): 219-228.
- VOLLENWEIDER, R. A. (Ed.), 1974 - *A manual on methods for measuring primary production in aquatic environment*. I.B.P. Handbook, n° 12, London, Blackell Scientific Publications. 225 pp.
- WALLACE, J. B. & M. E. GURTZ, 1986 - Response of *Baetis* mayflies (Ephemeroptera) to catchment logging. *American Midland Naturalist*, 115: 25-41.
- WALLACE, J. B., 1990 - Recovery of lotic macroinvertebrate communities from disturbance. *Environmental Management*, 14 (5): 605-620.
- WARD, J. V., 1976 - Effects of flow patterns below large dams on stream benthos: a review, p. 235-253 In J. F. Orsborn & C. H. Allman (Eds.). *Instream Flow Needs Symposium*, Vol II. Amer. Fish. Soc.
- WARD, J. V. & J. A. STANFORD, 1983a - The serial discontinuity concept of lotic ecosystems, pp. 29-42. In T. D. Fontaine, III & S. M. Bartell (Eds.). *Dynamics of lotic ecosystems*. Ann Arbor Science. Publishers, Ann Arbor, Michigan
- WARD, J. V. & J. A. STANFORD, 1983b - The intermediate disturbance hypothesis: an explanation of biotic diversity paterns in lotic ecosystems, pp. 347-356. In T. D. Fontaine & S. M. Bartell (Eds.). *Dynamics of lotic ecosystems*. Ann Arbor Science Publishers, Ann Arbor, Michigan.

- WARD, J. V. & J. A. STANFORD, 1984 - The regulated stream as a testing ground for ecology theory, pp. 23-38 In A. Lillehammer & S. J. Saltveit. (Eds.). *Regulated Rivers*. Universitetsforlaget As. Oslo-Bergen-Stavanger-Tromsø.
- WARD, J. V. & J. A. STANFORD, 1985 - The ecology of regulated streams: past accomplishments and directions for future research. *Plenary Paper - Third Int. Symposium on Regulated Streams*. University of Alberta, Edmonton, Canada: 1-21.
- WARD, J. V., 1989 - The four-dimensional nature of lotic ecosystems. *J. N. Am. Benthol. Soc.*, 8 (1): 2-8.
- WEBSTER, J. R., E. F. BENFIELD & J. CAIRNS, 1979 - Model predictions of effects of impoundment on particulate organic matter transport in a river system, pp. 339-363. In J. V. Ward & J. A. Stanford (Eds.). *The Ecology of Regulated Streams*. Plenum Publishing Corporation.
- WEBSTER, J. R. & E. F. BENFIELD, 1986 - Vascular plant breakdown in freshwater ecosystems. *Ann. Rev. Ecol. Syst.*, 17: 567-594.
- WEBSTER, J. R., S.W. GOLLADAY, E. F. BENFIELD, J. L. MEYER, W. T. SWANK & J. B. WALLACE, 1992 - Catchment disturbance and stream response: an overview of stream research at Coweeta Hydrologic Laboratory, pp. 231-253 In P. J. Boon, P. Calow & G. E. Petts (Eds.). *River Conservation and Management*. John Wiley & Sons. Chichester, New York.
- WESTLAKE, D. F., 1975 - Macrophytes, p. 106-127. In B. A. Whitton (Ed.). *River Ecology. Studies in Ecology*. Vol. 2. Blackwell Scientific Publications Oxford.
- WESTLAKE, D. F., M. S. ADAMS, M. E. BLINDOSS, G. G. GRAF, G. C. GERLOFF, U. T. HAMMER, P. JAVORNICKY, J. F. KOONCE, A. F. MARKER, M. D. MCCRAKEN, B. MOSS, A. NAUWERK, I. L. PYRINA, J. A. STEEL, M. TILZER & C. J. WALTERS, 1980 - Primary production, pp. 141-246. In Le Cren & R. H. Lowe Mcconnell (Eds.). *The Functioning of Freshwater Ecosystems*. International Biological Programme, n° 22. Cambridge Univ. Press cambridge.
- WETZEL, R. G., 1975 - Primary production, pp: 230-247. In B. A. Whitton (Ed.). *River Ecology. Studies in Ecology*. Vol. 2. Blackwell Scientific Publications Oxford.
- WETZEL, R. G. & B. A. MANY, 1977 - Seasonal changes in particulate and dissolved organic carbon and nitrogen in a hardwater stream. *Arch. Hydrobiol.*, 80: 29-39.
- WETZEL, R. G., 1983 - *Limnology*. 2nd ed. Sauders College. Publishing, USA. 767 pp.
- WETZEL, R. G., 1988 - Water as an environment for plant life, pp. 1-30. In J. J. Symoens (Ed.). *Vegetation of Inland Waters*. Handbook of Vegetation Science n°15, Vol. 1. Kluwer Academic Publ. Dordrecht.

- WHITTIER, T. R., R. M. HUGHES & D. P. LARSEN, 1988 - Correspondence between ecoregions and spatial patterns in streams ecosystems in Oregon. *Can. J. Fish. Aquatic. Sci.*, 45: 1264-1278.
- WIEGLEB, G., 1984 - A study of habitat conditions of the macrophytic vegetation in selected river systems in Western Lower Saxony (FrG). *Aquatic Botany*, 18: 313-352.
- WILEY, M. J., L. L. OSBORNE & R. W. LARIMORE, 1990 - Longitudinal structure of an agricultural prairie river system and its relationship to current stream ecosystem theory. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.*, 47: 373-385.
- WILHM, J., J. COOPER & H. HAMMINGA, 1978 - Species composition, diversity biomass and chlorophyll of periphyton in Greasy creek, Red Rock creek, and the Arkansas river, Oklahoma. *Hydrobiologia*, 57 (1): 17-23.
- WILLIAMS, D. D. & H. B. N. HYNES, 1976a - The ecology of temporary streams. I - The fauna of two Canadian streams. *Int. Rev. Gesamten. Hydrobiol.*, 62: 761-787.
- WILLIAMS, D. D. & H. B. N. HYNES, 1976b - The recolonization mechanism of stream benthos. *Oikos*, 27: 265-272.
- WILLIAMS, D. D. & H. B. N. HYNES, 1977 - The ecology of temporary streams II. General remarks on temporary streams. *Int. Revue ges. Hydrobiol.*, 62 (1): 53-61.
- WILLIAMS, D. D., 1977 - Movements of benthos during the recolonization of temporary streams. *Oikos*, 29: 306-312.
- WILLIAMS, D. D., 1978 - Substrate size selection by stream invertebrates and the influence of sand. *Limnol. Oceanogr.*, 23 (5): 1030-1033.
- WILLIAMS, D. D., 1983 - Migrations and distributions of stream benthos, pp. 155-207 In M. A. Lock & D. D. Williams (Eds.). *Perspective in Running Water Ecology*. Plenum Press. New York and London.
- WILLIAMS, D. D., 1984 - The hyporheic zone as a habitat for aquatic insects and associated arthropods, pp. 430-455. In V. H. Resh & D. M. Rosenberg (Eds.). *The ecology of aquatic insects*. Praeger Publisher, New York, U.S.A.
- WILLIAMS, D. D., 1987 - *The ecology of temporary waters*. Timber Press, w. Portland, USA. 205 pp.
- WINTERBOURN, M. J., J. S. ROUNICK & B. COWIE, 1981 - Are New Zealand stream ecosystems really different?. *New Zeal. Jour. Mari. Fresh. Res.*, 15: 321-328.
- WINTERBOURN, M. J., 1982 - The invertebrate fauna of a forest stream and its association with fine particulate matter. *New Zealand Journal of Marine and Freshwater Research*, 16: 271-281.
- WINTERBOURN, M. J., 1990 - Interactions among nutrients, algae and invertebrates in a New Zealand mountain stream. *Freshwat. Biol.*, 23: 463-474.

- WOODALL, W. R. & J. B. WALLACE, 1972 - The benthic fauna in four small southern appalachian streams. *Am Midl. Nat.*, 88: 393-407.
- WOTTON, R. S., 1985 - The reaction of larvae of *Simulium noelleri* (Diptera) to different current velocities. *Hydrobiologia*, 123: 215-218.
- WRIGHT, J. F., A. C. CAMERON, P. D. HILEY & A. D. BERRIE, 1982 - Seasonal changes in biomass of macrophytes on shaded and unshaded sections of the River Lambourn, England: *Freshwat. Biology*, 12: 271-283.
- WRIGHT, J. F., D. MOSS, P. D. ARMITAGE & T. FURSE, 1984 - A preliminary classification of running-water sites in Great Britain based on macro-invertebrate species and the prediction of community type using environmental data. *Freshwat. Biol.*, 14: 221-256.
- YOUNG, S. A., W. P. KOVALEK & K. A. DEL SIGNORE, 1978 - Distance travelled by autumn-shed leaves introduced into a woodland stream. *Am. Midland Naturalist*, 100: 217-222.
- YOUNGMAN, R. E., 1978 - *The measurment of chlorophyll*. Technical Report TR 82, Resources Division. Water Research Center. 23 pp.
- YOUNT, J. D. & G. J. NIEMI, 1990 - Recovery of lotic communities and ecosystems from disturbance - a narrative review of case studies. *Environmental Management*, 14 (5): 547-569.
- ZISER, S. W., 1985 - The effects of a small reservoir on the seasonality and stability of physicochemical parameters and macrobenthic community structure in a Rocky Mountain Stream. *Freshwat. Invertebr. Biol.*, 4 (4): 160-177.

ANEXOS

ANEXO A - Bibliografia de identificação

PHYLLUM PLATHELMINTHES

ORDEM TRICLADIDA

GARCIA, J. G., 1987 - *Claves de identificación de los Turbellarios de las aguas continentales de la Península Ibérica e Islas Baleares*. Claves de Identificación de la flora y la fauna de las aguas continentales de la Península Iberica. Pub. nº 3. 34 pp.

PATTÉE, E & N. GOUBAULT, 1981 - Turbellaries, Tricladés Paludicoles (Planaires d' eau douce). *Bull. Soc. Limn. de Lyon*, 50 (1): 279-304.

PHYLLUM MOLLUSCA

GIROD, A., I. BIANCHI & M. MARIANI, 1980 - *Gasteropodi (Gastropoda: Pulmonata; Prosobranchia: Neritidae, Viviparidae, Bithyniidae, Valvatidae)*. Consiglio Nazionale delle Ricerche. Pub. nº 7. 86 pp.

MACAN, T. T. & R. DOUGLAS COOPER, 1977 - *A key to the british fresh and brackish-water Gastropods*. Freshwater Biol. Assoc., Pub. nº 13, Cumbria. 46 pp.

PHYLLUM ANNELIDA

sub-classe Oligochaeta

BRINKHURST, R. O. & D. G. COOK, 1966 - Studies on the North American aquatic Oligochaeta. III: Lumbriculidae and additional notes and records of other families. *Pro. Acad. Nat. Sci. Phila.*, 118 (1): 1-33.

BRINKHURST, R. O., 1964 - Studies on the north american aquatic Oligochaeta. I: Naididae and Opistocystidae. *Pro. Acad. Nat. Sci. Phila.*, 116: 196-230.

BRINKHURST, R. O., 1965 - Studies on the North American aquatic Oligochaeta. II: Tubificidae. *Pro. Acad. Nat. Sci. Phila.*, 117 (4): 116-161.

BRINKHURST, R. O., 1971 - *A guide for the identification of British aquatic Oligochaeta*. Freshwater Biol. Assoc. Pub. nº 22, Cumbria. 55 pp.

LAFONT, M., 1983 - Introduction pratique à la systematique des organismes des eaux continentales françaises. Annelides Oligochetes. *Bull. Soc. Limn. de Lyon*, 52(4): 108-135

sub-classe Hirudinea

ELLIOT, J. M. & K. H. MANN, 1979 - *A key to the british freshwater Leeches*. Freshwater Biol. Assoc. Pub. n° 40, Cumbria. 72 pp.

PHYLLUM ARTHROPODA

Classe Crustacea

ZARIQUIEY ALVAREZ, R., 1968 - Crustáceos Decapodes Ibéricos. *Inv. pesc.*, 32: 1-510.

Classe Insecta

Ordem Ephemeroptera

ALBA TERCEDOR, J., 1984 - Ecologia, distribucion y ciclos de desarrollo de efemeropteros de Sierra Nevada (Granada, España). II: Baetida (Insecta, Ephemeroptera). *Limnética*, 1 (1): 234-246.

BELFIORE, C., 1983 - *Efemerotteri (Ephemeroptera)*. Consiglio Nazionale delle Ricerche, Pub. n° 24, Verona. 113 pp.

DAKKI, M. & M. A. EL AGBANI, 1983 - Ephemeropteres d' Afrique du Nord. 3, Elements pour la connaissance de la faune marocaine. *Bulletin de l'Institute Scientifique, Rabat.*, 7: 115-126.

GONZÁLEZ DEL TÁNAGO, M., 1984 - Contribution to the zoogeography of the spanish Ephemeroptera, p. 135-145 In V. Landa et al. (Eds.). *Proc. IVth Intern. Confer. Ephemeroptera*, CSAV.

MACAN, T. T., 1979 - *A key to the Nymphs of the British species of Ephemeroptera*. Freshwater Biol. Assoc. Pub. n° 20, Cumbria. 80 pp.

PETERS, W. L. & L. S. WHYTTON DA TERRA, 1974 - Description of the Nymph and the phylogenetic relationships of *Calliarcys*, Eaton, from Portugal (Ephemeroptera: Leptophlebiidae). *Ciência Biológica*, 1 (3): 61-69.

PUIG, M. A., 1983 - *Ephemeropteros e Plecopteros de los rios Catalanes*. (Tese de Doutoramento). Univ. Barcelona. 569 pp.

Ordem Plecoptera

AUBERT, J., 1956 - Contribution à l'étude des Plécoptères d'Espagne. *Mém. Soc. Vandoise des Sciences Naturelles*, 11(5): 209-276.

- BERTHÉLEMY, C. & L. S. WHYTTON DA TERRA, 1980 - Plecopteres du Portugal (Insecta). *Annls. Limnol.*, 16 (2): 159-182.
- CONSIGLIO, C., 1980 - *Plecopteri (Plecoptera)*. Consiglio Nazionale delle Ricerche Pub. n°9, Verona. 68 pp.
- HYNES, H. B. N., 1977 - *A key to the Adults and Nymphs of the British Stoneflies (Plecoptera)*. Freshwater Biol. Assoc. Sci. Pub. 17. 90 pp.
- PUIG, M. A., 1983 - *Ephemeropteros e Plecopteros de los rios Catalanes*. (Tese de Doutoramento). Univ. Barcelona. 569 pp.

Ordem Odonata

- AGUESSE, P., 1968 - *Les Odonates de l'Europe Occidentale du Nord de l'Afrique et des Illes Atlantiques*. Masson et Cie Ed. Paris. 239 pp.
- CARCHINI, G., 1983 - *A key to the Italian Odonate larvae*. Soc. Intern. Odonatologica, Com. Pub. n° 1, Utrecht. 100 pp.
- HAMMOND, C. O., 1977 - *The Dragonflies of Great Britan and Ireland*. Curwen Press Ltd. 89 pp.

Ordem Heteroptera

- DETHIER, M., 1985 - Heteropteres aquatiques et ripicoles: genres et principales especes. *Bull. Soc. Limn. de Lyon*, 54 (10): 250-261
- DETHIER, M., 1986 - Heteropteres aquatiques et ripicoles: genres et principales especes. *Bull. Soc. Limn. de Lyon*, 55 (1): 11-40.

Ordem Coleoptera

- BERTHÉLEMY, C. & L. S. WHYTTON DA TERRA, 1977 - Hydraenidae et Elmidae du Portugal (Coleoptera). *Annls. Limnol.*, 13 (1): 29-45.
- BERTHÉLEMY, C., 1979 - Elmidae de la région paléartique occidentale: systematique et repartition (Coleoptera-Dryoporidae). *Annls. Limnol.*, 15 (1): 1-102.
- HOLLAND, D. G., 1972 - *A key to the Larvae, Pupae and Adults of the species of Elminthidae*. Freshwater Biol. Assoc., Pub. n° 26. 58 pp.
- RICHOUX, P., 1982 - Coléoptères aquatiques (Genres: adultes et larves). *Bull. Soc. Limn. de Lyon*, 4: 105-129.
- RICHOUX, P., 1982 - Coléoptères aquatiques (Genres: adultes et larves). *Bull. Soc. Limn. de Lyon*, 8: 257-273.
- RICHOUX, P., 1982 - Coléoptères aquatiques (Genres: adultes et larves). *Bull. Soc. Limn. de Lyon*, 9: 289-304.

Ordem Trichoptera

- EDINGTON, J. M. & A. G. HILDREW, 1981 - *A key to the Caseless Caddis Larvae of the British Isles*. Freshwater Biol. Assoc., Pub. n° 43, Cumbria. 92 pp.
- GARCÍA DE JALÓN, 1981 - Description of *Hydropsyche* larvae found in the Iberian Peninsula. p.87-92 In G. P. Moretti (Ed.). *Proc. of the 3rd Int. Symp. on Trichoptera*. Series Entomol., 20, Dr. W. Junk Publishers, the Hague.
- GARCÍA DE JALÓN, 1983 - Contribución al conocimiento de las larvas del género *Hydropsyche* (Trichoptera) ibéricas. *Actas 1º Congr. Ibérico Entomol.*, Leon: 275-285.
- GARCÍA DE JALÓN, 1986 - Los Hydropsychidae (Trichoptera) de la Cuenca del Duero. *Bol. Asoc. esp. Entom.*, 10: 127-138.
- HILDREW, A. G. & J. C. MORGAN, 1974 - The taxonomy of the British Hydropsychidae (Trichoptera). *J. Ent. (B)*, 43 (2): 217-229.
- HILEY, P. D., 1976 - The identification of British limnephilid larvae (Trichoptera). *Systematic Entomology*, 1: 147-167.
- MORETTI, G., 1983 - *Tricotteri (Trichoptera)*. Consiglio Nazionale delle Ricerche. Pub. n° 19, Verona. 155 pp.
- VERNEAUX, J. & B. FAESSEL, 1976 - Larves du genre *Hydropsyche* (Trichoptères Hydropsychidae). Taxonomie, données biologiques et écologiques. *Annls Limnol.*, 12 (1): 7-16.
- VIEDMA, M. G. & D. GARCÍA DE JALÓN, 1980 - Descriptions of four larvae of *Rhyacophila* (Pararhyacophila) from the Lozoya River, Centarl Spain, and key to the species of the Iberian Peninsula (Trichoptera: Rhyacophilidae). *Aquatic Insects*, 2 (1): 1-12.
- WALLACE, I. D., 1980 - The identification of British limnephilid larvae (Trichoptera: Limnephilidae) which have single-filament gills. *Feshw. Biol.*, 10: 171-189.
- WHYTTON DA TERRA, L. S., 1981 - Lista faunística de tricópteros de Portugal. *Bol. Soc. Portuguesa de Entomologia*, 12: 1-42.

BIBLIOGRAFIA DE CONSULTA GERAL

- FITTER, R. & R. MANUEL, 1986 - *A Collins field guide too Freshwater life of Britain and North-West Europe*. William Collins Sons & Co. Ltd, London. 382 pp.
- TACHET, H., M. BOURNAUD & PH. RICHOUX, 1981 - *Introduction à l'étude des Macroinvertébrés des eaux douces*. Univ. Claude Bernard et Assoc. Franç. de Limnol., Lyon. 155 pp.

ANEXO B - Valores médios de descritores físico-químicos e pigmentos fotossintéticos, da massa de água, em cada estação de colheita e para todos os períodos de amostragem

Fevereiro 1989

Estações	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12
Vel. da corrente (m/s)	0,00	0,22	0,35	0,37	0,00	0,35	1,32	1,32	0,96	1,48	1,21	1,27
Sólidos tot. susp. (mg/l)	2,9	16,0	11,1	12,3	5,7	12,0	16,0	13,3	40,0	20,0	20,0	14,0
MOP (mg/l)	0,5	2,0	6,7	1,0	1,0	8,3	8,0	8,3	25,0	12,0	14,0	12,0
Temp. (°C)	15,2	8,3	9,0	10,4	11,1	8,7	9,8	10,0	8,3	8,6	8,3	8,0
OD (mg/l)	9,95	4,57	7,37	7,40	7,03	7,08	5,92	6,83	6,83	8,78	9,91	8,99
pH	8,40	7,41	8,21	8,25	8,44	8,32	8,31	8,35	8,60	8,57	8,60	8,57
cl. a água (mg/m ³)	0,00	0,00	25,66	26,66	2,70	6,10	25,66	35,11	149,69	72,70	68,43	98,37
Feopig. água (mg/m ³)	0,00	0,00	8,55	1,01	11,66	15,92	0,00	0,00	55,65	29,84	41,06	41,96
ID água	0,00	0,00	2,81	3,00	3,50	2,36	3,44	2,50	2,46	2,28	2,48	2,59

Abril 1989

Estações	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12
Vel. corrente (m/s)	0,00	0,00	0,27	0,35	0,00	0,50	0,57	1,95	0,89	1,35	1,62	0,93
Sólidos tot. susp. (mg/l)	3,3	10,0	11,4	11,5	3,0	3,8	13,8	175,0	20,2	70,7	680,0	11,8
MOP (mg/l)	1,4	6,6	6,4	8,0	2,7	2,9	10,2	25,8	11,3	11,7	122,0	6,0
Temp. (°C)	8,8	11,5	13,7	11,9	15,6	16,5	14,6	15,5	15,2	16,0	15,0	15,3
OD (mg/l)	9,21	7,39	9,17	9,34	11,90	12,78	9,01	4,70	9,46	7,18	8,55	8,76
pH	7,80	7,30	7,70	7,80	8,98	8,99	8,69	7,60	8,87	7,59	7,90	8,26
cl. a água (mg/m ³)	4,60	15,30	17,10	25,70	5,70	51,30	42,80	32,80	42,00	7,10	22,80	28,50
Feopig. água (mg/m ³)	0,00	0,30	20,57	11,98	0,00	17,10	12,00	22,33	4,15	10,01	13,68	17,10
ID água	2,60	2,36	2,40	2,06	2,50	2,06	2,19	3,14	2,32	2,75	3,00	2,00

Junho 1989

Estações	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12
Vel. da corrente (m/s)	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,60	0,64	0,61	0,54	0,56	0,49	0,71
Sólidos tot. susp. (mg/l)	20,0	6,4	48,0	11,2	34,6	148,7	164,0	284,0	89,2	67,0	48,0	94,8
MOP (mg/l)	3,0	3,0	20,4	5,1	4,6	22,0	28,0	43,0	32,1	14,0	15,3	18,4
Temp. (°C)	25,8	26,8	27,2	26,7	28,4	30,1	28,8	28,0	28,5	29,7	29,8	28,9
OD (mg/l)	8,50	6,70	8,64	8,79	9,15	10,08	7,85	4,47	11,09	11,12	11,25	11,18
pH	7,70	7,07	7,80	7,90	8,50	7,30	6,90	6,75	8,30	8,50	8,50	8,20
cl. a água (mg/m ³)	8,91	21,38	35,64	26,73	7,43	5,21	0,00	0,00	41,30	44,55	53,46	40,10
Feopig. água (mg/m ³)	5,30	4,19	7,15	3,20	1,49	0,00	0,00	0,00	7,69	19,64	5,29	2,88
ID água	2,33	2,10	2,20	2,16	2,20	1,83	2,50	0,00	2,60	2,07	1,89	2,00

Agosto 1989

Estações	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12
Vel. da corrente (m/s)	-	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
Sólidos tot. susp. (mg/l)	-	20,3	93,0	23,6	2,0	137,0	40,8	16,1	12,8	23,2	23,2	75,3
MOP (mg/l)	-	5,3	44,	11,7	1,3	122,2	11,3	2,6	5,8	5,6	2,2	28,7
Temp. (°C)	-	21,0	23,1	24,1	23,7	23,9	27,8	31,5	25,3	25,5	25,7	22,7
OD (mg/l)	-	7,00	11,60	11,10	10,80	12,00	11,70	11,90	10,50	11,20	9,08	7,09
pH	-	7,58	8,56	8,57	8,84	9,16	8,70	8,61	8,86	8,72	8,55	8,17
cl. a água (mg/m ³)	-	35,64	277,90	112,27	9,50	454,10	53,46	50,45	48,88	32,08	21,38	99,79
Feopig. água (mg/m ³)	-	0,00	98,15	48,35	0,63	80,14	18,78	16,82	12,22	16,38	7,13	37,10
ID água	-	2,33	2,26	1,92	2,00	2,24	2,03	2,25	2,12	2,15	2,26	2,05

Janeiro 1990

Estações	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12
Vel. da corrente (m/s)	0,46	0,76	0,60	0,21	1,08	0,58	-	0,90	-	1,06	1,18	0,92
Sólidos tot. susp. (mg/l)	6,8	5,1	15,0	14,8	39,3	20,0	-	12,7	-	4,4	14,1	10,5
MOP (mg/l)	2,0	1,4	3,5	2,7	7,0	4,2	-	3,5	-	1,1	3,2	3,2
Temp. (°C)	12,2	9,7	8,8	8,4	10,6	10,9	-	9,8	-	8,2	8,6	8,3
OD (mg/l)	8,40	6,50	7,50	7,44	7,51	8,10	-	7,72	-	8,28	7,60	7,79
pH	7,50	7,43	7,10	7,10	7,90	7,70	-	7,60	-	8,00	7,40	7,73
cl. a água (mg/m ³)	3,42	1,43	3,14	3,05	7,13	3,50	-	2,76	-	1,43	5,55	2,14
Feopig. água (mg/m ³)	0,68	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	-	0,00	-	0,00	0,00	0,00
ID água	2,60	2,00	2,50	2,50	5,50	2,50	-	2,50	-	2,00	2,00	2,00

Março 1990

Estações	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12
Vel. da corrente (m/s)	0,00	0,20	-	0,20	-	-	-	1,05	-	0,63	1,47	-
Sólidos tot. susp. (mg/l)	6,8	8,3	-	26,3	-	-	-	28,0	-	15,5	19,1	-
MOP (mg/l)	3,5	0,5	-	11,8	-	-	-	9,2	-	4,5	7,7	-
Temp. (°C)	14,7	14,7	-	16,2	-	-	-	15,7	-	15,6	14,3	-
OD (mg/l)	10,90	6,80	-	9,10	-	-	-	10,70	-	7,10	7,14	-
pH	8,03	8,02	-	7,89	-	-	-	8,20	-	8,20	7,92	-
Condut. (µmhos/cm)	370,0	410,0	-	420,0	-	-	-	510,0	-	320,0	400,0	-
Dureza (meq/l)	2,56	2,80	-	2,96	-	-	-	2,00	-	2,00	3,12	-
Azoto total (µmol/l)	71,09	89,24	-	-	-	-	-	-	-	50,78	-	-
Nitratos (µmol/l)	28,23	27,10	-	36,77	-	-	-	66,77	-	14,35	49,68	-
Az. amoniacal (µmol/l)	11,11	5,00	-	11,11	-	-	-	14,44	-	7,22	11,67	-
Fósforo total (µmol/l)	3,23	5,81	-	5,16	-	-	-	6,45	-	4,19	5,81	-
N:P	12,18	7,25	-	7,13	-	-	-	9,28	-	5,15	10,56	-
Silicatos (µmol/l)	258,00	240,80	-	147,33	-	-	-	198,00	-	132,33	172,67	-
cl. a água (mg/m ³)	1,43	2,38	-	30,50	-	-	-	25,20	-	10,50	30,00	-
Feopig. água (mg/m ³)	7,68	3,33	-	10,66	-	-	-	6,46	-	5,83	8,86	-
ID água	2,66	2,25	-	2,00	-	-	-	2,15	-	2,01	2,12	-

Abril 1990

Estações	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12
Vel. da corrente (m/s)	0,00	0,13	-	0,19	-	-	-	0,58	-	0,76	0,70	-
Sólidos tot. susp. (mg/l)	5,6	5,6	-	18,2	-	-	-	13,5	-	6,0	24,0	-
MOP (mg/l)	1,3	1,1	-	3,2	-	-	-	2,7	-	0,7	3,8	-
Temp. (°C)	20,8	21,0	-	21,3	-	-	-	21,1	-	21,2	21,3	-
OD (mg/l)	8,80	5,90	-	8,20	-	-	-	9,10	-	8,80	7,90	-
pH	7,84	7,60	-	7,90	-	-	-	8,25	-	8,14	8,20	-
Cond. (µmhos/cm)	402,0	402,0	-	438,0	-	-	-	575,0	-	330,0	468,0	-
Dureza (meq/l)	3,20	3,20	-	3,76	-	-	-	3,36	-	3,20	3,60	-
Azoto total (µmol/l)	30,00	38,29	-	69,29	-	-	-	61,45	-	36,43	74,73	-
Nitratos (µmol/l)	0,00	2,58	-	0,00	-	-	-	16,45	-	0,00	0,072	-
Fósforo total (µmol/l)	2,16	3,87	-	6,45	-	-	-	4,52	-	10,00	6,13	-
N:P	13,89*	0,67	-	10,74*	-	-	-	3,64	-	3,64*	0,19	-
Silicatos (µmol/l)	34,33	81,17	-	69,50	-	-	-	55,00	-	29,17	13,33	-
cl. a água (mg/m ³)	6,42	17,10	-	30,55	-	-	-	46,33	-	7,13	78,41	-
Feopig. água (mg/m ³)	5,56	0,16	-	8,55	-	-	-	19,81	-	1,99	24,23	-
ID água	2,30	2,00	-	2,08	-	-	-	2,18	-	2,08	2,83	-

* - determinações efectuadas com o N total, não consideradas no tratamento de dados

Maio 1990

Estações	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12
Vel. da corrente (m/s)	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,25	0,62	0,49	-	0,58	0,51	0,79
Sólidos tot. susp. (mg/l)	7,7	12,5	24,5	18,8	9,8	15,4	14,4	58,6	-	7,6	30,2	41,3
MOP (mg/l)	3,3	6,5	7,8	7,2	6,1	4,3	3,8	14,9	-	2,5	6,0	9,3
Temp. (°C)	15,2	16,5	20,8	20,2	24,1	24,1	23,2	22,4	-	21,5	21,9	18,8
OD (mg/l)	8,62	5,62	8,02	8,12	8,58	9,96	7,97	7,93	-	11,00	9,20	9,30
pH	7,40	7,58	7,70	7,65	8,25	8,36	8,20	8,55	-	8,14	8,23	8,00
Cond. (µmhos/cm)	403,0	440,0	-	415,0	-	-	-	416,0	-	354,0	508,0	-
Dureza (meq/l)	2,88	3,20	-	2,88	-	-	-	4,80	-	3,60	3,76	-
Azoto total (µmol/l)	29,29	23,57	-	87,14	-	-	-	129,33	-	40,71	30,71	-
Nitratos (µmol/l)	5,00	0,00	-	0,00	-	-	-	2,90	-	0,00	0,00	-
Fósforo total (µmol/l)	3,87	3,87	-	7,42	-	-	-	7,10	-	6,45	5,81	-
N:P	1,29	6,09*	-	11,74*	-	-	-	0,40	-	6,31*	5,29*	-
Silicatos (µmol/l)	109,83	189,00	-	73,50	-	-	-	99,50	-	71,33	74,50	-
cl. a água (mg/m ³)	1,86	30,28	21,38	23,57	8,55	21,38	20,11	79,43	-	5,35	17,82	10,69
Feopig. água (mg/m ³)	0,58	0,23	0,73	0,56	7,41	15,67	28,14	0,29	-	0,06	0,31	17,82
ID água	2,00	1,95	1,91	2,07	2,10	2,21	2,00	2,14	-	2,29	2,14	2,23

* - determinações efectuadas com o N total, não consideradas no tratamento de dados

Junho 1990

Estações	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12
Vel. da corrente (m/s)	0,00	0,00	-	0,00	-	-	-	0,00	-	0,00	0,00	-
Sólidos tot. susp. (mg/l)	24,0	11,0	-	29,0	-	-	-	10,0	-	23,0	14,0	-
MOP (mg/l)	8,0	5,0	-	15,0	-	-	-	9,6	-	17,3	6,3	-
Temp. (°C)	19,4	19,6	-	29,6	-	-	-	24,1	-	23,3	24,2	-
OD (mg/l)	8,80	6,10	-	10,00	-	-	-	8,30	-	9,50	10,80	-
pH	7,41	7,39	-	8,59	-	-	-	8,29	-	8,33	8,42	-
Cond. (µmhos/cm)	595,0	515,0	-	312,0	-	-	-	726,0	-	665,0	667,0	-
Dureza (meq/l)	4,00	4,08	-	2,64	-	-	-	6,00	-	4,80	5,86	-
Azoto total (µmol/l)	88,20	64,80	-	92,59	-	-	-	85,28	-	43,58	69,08	-
Nitratos (µmol/l)	6,77	6,94	-	1,16	-	-	-	2,42	-	0,72	1,94	-
Fósforo total (µmol/l)	5,16	3,87	-	3,87	-	-	-	3,87	-	2,29	2,42	-
Fosfatos (µmol/l)	3,37	2,53	-	2,11	-	-	-	2,11	-	2,11	1,47	-
N:P	2,00	2,74	-	0,50	-	-	-	1,15	-	0,34	1,32	-
Silicatos (µmol/l)	283,50	211,83	-	27,33	-	-	-	19,50	-	131,83	125,00	-
cl. a água (mg/m ³)	12,20	14,97	-	35,64	-	-	-	37,42	-	32,10	26,20	-
Feopig. água (mg/m ³)	7,33	9,98	-	44,20	-	-	-	31,01	-	4,99	11,88	-
ID água	3,75	1,81	-	2,00	-	-	-	1,71	-	1,91	1,68	-

Setembro 1990

Estações	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12
Vel. da corrente (m/s)	-	0,00	-	0,00	-	-	-	0,00	-	-	0,00	-
Sólidos tot. susp. (mg/l)	-	50,7	-	132,0	-	-	-	29,0	-	-	15,6	-
MOP (mg/l)	-	23,7	-	39,1	-	-	-	21,8	-	-	12,6	-
Temp. (°C)	-	17,6	-	20,8	-	-	-	23,2	-	-	22,1	-
OD (mg/l)	-	6,90	-	8,80	-	-	-	8,90	-	-	10,20	-
pH	-	7,40	-	7,60	-	-	-	8,20	-	-	7,90	-
Cond. (µmhos/cm)	-	681,0	-	392,0	-	-	-	828,0	-	-	726,0	-
Dureza (meq/l)	-	5,20	-	3,04	-	-	-	5,46	-	-	4,66	-
Azoto total (µmol/l)	-	80,65	-	100,95	-	-	-	85,23	-	-	91,31	-
Nitratos (µmol/l)	-	10,65	-	4,52	-	-	-	4,52	-	-	2,74	-
Fósforo total (µmol/l)	-	24,52	-	9,35	-	-	-	3,10	-	-	2,45	-
Fosfatos (µmol/l)	-	16,84	-	3,68	-	-	-	1,05	-	-	0,65	-
N:P	-	0,63	-	1,23	-	-	-	4,30	-	-	4,21	-
Silicatos (µmol/l)	-	467,67	-	54,00	-	-	-	148,17	-	-	33,67	-
cl. a água (mg/m ³)	-	28,50	-	61,80	-	-	-	35,60	-	-	33,30	-
Feopig. água (mg/m ³)	-	43,73	-	67,49	-	-	-	15,68	-	-	16,16	-
ID água	-	1,92	-	1,53	-	-	-	1,89	-	-	1,55	-

Outubro 1990

Estações	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12
Vel. da corrente (m/s)	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,58	0,78	0,67	-	0,21	0,48	0,82
Sólidos tot. susp. (mg/l)	20,5	15,0	28,3	21,5	5,9	33,2	37,3	40,6	-	11,1	62,7	59,7
MOP (mg/l)	5,6	9,2	9,5	8,0	4,1	18,0	8,3	7,1	-	1,3	18,0	9,0
Temp. (°C)	11,8	13,0	14,0	14,0	15,0	16,1	15,1	14,1	-	12,0	13,0	13,3
OD (mg/l)	8,20	4,70	7,00	7,50	9,50	9,30	8,00	7,30	-	10,80	8,40	8,50
pH	7,50	7,90	8,20	7,90	7,50	8,30	8,30	8,00	-	7,30	8,20	8,30
Cond. (µmhos/cm)	520,0	569,0	-	355,0	-	-	-	680,0	-	548,0	596,0	-
Dureza (meq/l)	4,80	4,66	-	3,34	-	-	-	5,74	-	5,06	5,34	-
Azoto total (µmol/l)	90,00	136,19	-	235,16	-	-	-	121,63	-	62,08	106,17	-
Nitratos (µmol/l)	10,00	15,48	-	15,16	-	-	-	18,06	-	10,65	19,03	-
Az. amoniacal (µmol/l)	0,00	0,00	-	29,44	-	-	-	0,67	-	6,11	0,00	-
Fósforo total (µmol/l)	2,03	21,16	-	5,16	-	-	-	3,55	-	3,37	3,16	-
Fosfatos (µmol/l)	1,58	20,97	-	2,95	-	-	-	2,42	-	3,23	3,06	-
N:P	6,33	0,74	-	15,12	-	-	-	7,74	-	5,19	6,22	-
Silicatos (µmol/l)	328,33	395,17	-	116,33	-	-	-	224,33	-	143,00	208,67	-
cl. a água (mg/m ³)	15,81	11,40	48,88	25,66	5,83	22,69	38,02	28,51	-	4,75	10,69	14,26
Feopig. água (mg/m ³)	10,07	13,69	14,66	42,77	3,51	25,72	22,81	34,20	-	10,45	10,69	19,96
ID água	2,25	1,80	1,90	1,65	2,88	2,09	1,83	1,87	-	2,00	2,43	2,13

Novembro 1990

Estações	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12
Vel. corrente (m/s)	0,00	0,35	-	0,35	-	-	-	0,40	-	1,33	0,68	-
Sólidos tot. susp. (mg/l)	54,7	152,6	-	110,7	-	-	-	110,9	-	39,7	228,0	-
MOP (mg/l)	11,3	27,4	-	26,0	-	-	-	38,9	-	13,3	44,9	-
Temp. (°C)	12,0	11,5	-	11,5	-	-	-	12,0	-	10,00	11,5	-
OD (mg/l)	8,30	4,70	-	7,50	-	-	-	7,40	-	8,00	8,00	-
pH	8,20	8,32	-	8,30	-	-	-	8,32	-	7,8	8,30	-
Cond. (µmhos/cm)	398,0	405,0	-	435,0	-	-	-	450,0	-	368,0	465,0	-
Dureza (meq/l)	2,80	3,86	-	2,54	-	-	-	4,66	-	5,06	4,26	-
Azoto total (µmol/l)	88,97	67,54	-	96,75	-	-	-	82,95	-	96,68	79,77	-
Nitratos (µmol/l)	14,68	14,68	-	15,32	-	-	-	20,81	-	15,97	20,48	-
Az. amoniacal (µmol/l)	0,00	0,00	-	4,61	-	-	-	0,00	-	0,00	0,00	-
Fósforo total (µmol/l)	1,89	2,87	-	7,10	-	-	-	6,52	-	4,00	6,52	-
Fosfatos (µmol/l)	1,87	2,84	-	6,94	-	-	-	6,45	-	3,87	6,45	-
N:P	7,85	5,17	-	2,87	-	-	-	3,23	-	4,13	3,18	-
Silicatos (µmol/l)	190,50	216,17	-	216,67	-	-	-	181,83	-	85,83	195,50	-
cl. a água (mg/m ³)	0,00	0,00	-	14,26	-	-	-	14,26	-	10,69	17,11	-
Feopig. água (mg/m ³)	0,00	0,00	-	8,55	-	-	-	0,00	-	2,14	10,26	-
ID água	0,00	0,00	-	3,33	-	-	-	0,00	-	1,60	2,66	-

Janeiro 1991

Estações	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12
Vel. da corrente (m/s)	0,00	0,19	-	0,19	-	-	-	0,33	-	0,35	0,61	-
Sólidos tot. susp. (mg/l)	6,0	6,4	-	49,0	-	-	-	72,5	-	25,7	43,0	-
MOP (mg/l)	4,6	2,4	-	11,4	-	-	-	19,5	-	5,4	9,9	-
Temp. (°C)	9,0	7,0	-	6,0	-	-	-	8,5	-	8,0	6,8	-
OD (mg/l)	9,50	5,00	-	7,50	-	-	-	7,00	-	6,90	7,50	-
pH	8,20	8,15	-	8,15	-	-	-	8,30	-	8,10	8,00	-
Cond. (µmhos/cm)	366,0	390,0	-	331,0	-	-	-	409,0	-	392,0	352,0	-
Dureza (meq/l)	2,80	2,80	-	2,40	-	-	-	3,60	-	3,34	2,94	-
Azoto total (µmol/l)	90,29	93,11	-	108,83	-	-	-	90,99	-	93,67	108,27	-
Nitratos (µmol/l)	33,87	25,97	-	25,97	-	-	-	22,42	-	15,81	26,13	-
Az. amoniacal (µmol/l)	3,56	1,22	-	1,22	-	-	-	0,00	-	6,67	11,67	-
Fósforo total (µmol/l)	3,23	6,77	-	7,42	-	-	-	4,52	-	16,77	6,77	-
Fosfatos (µmol/l)	1,47	2,21	-	5,37	-	-	-	3,26	-	14,74	3,89	-
N:P	25,46	9,63	-	5,06	-	-	-	6,88	-	1,53	9,72	-
Silicatos (µmol/l)	211,33	220,67	-	164,50	-	-	-	143,50	-	137,33	113,67	-
cl. a água (mg/m ³)	1,51	0,00	-	0,00	-	-	-	0,00	-	0,00	0,00	-
Feopig. água (mg/m ³)	4,53	0,00	-	0,00	-	-	-	0,00	-	0,00	0,00	-
ID água	3,16	0,00	-	0,00	-	-	-	0,00	-	0,00	0,00	-

ANEXO C - Composição do fitoplâncton avaliada de uma forma semi-quantitativa pela aplicação de uma escala com seis termos

Março 1990

Estações	1	2	4	8	10	11
Bacillariophyceae (Penales)	2	2	4	4	3	2
Bacillariophyceae (Centrales)	3	4	2	3	4	4
Chlorophyceae	3	1	3	2	3	2
Cryptophyceae	2	2	1	2	2	2
Chrysophyceae	2	2	2	2	3	2
Cyanophyceae	1	1	1	1	1	1
Euglenophyceae	1	1	1	1	1	1

Abril 1990

Estações	1	2	4	8	10	11
Bacillariophyceae (Penales)	3	3	4	4	3	4
Bacillariophyceae (Centrales)	3	2	2	2	3	2
Chlorophyceae	2	2	2	2	2	3
Cryptophyceae	2	2	2	2	2	2
Chrysophyceae	2	3	2	2	2	2
Cyanophyceae	1	2	2	2	1	1
Euglenophyceae	2	2	2	2	1	2

Mai 1990

Estações	1	2	4	8	10	11
Bacillariophyceae (Penales)	2	2	2	2	2	2
Bacillariophyceae (Centrales)	2	2	2	2	2	2
Chlorophyceae	3	2	2	2	2	2
Cryptophyceae	3	3	3	3	3	2
Chrysophyceae	2	2	2	2	2	2
Cyanophyceae	2	3	3	3	2	2
Euglenophyceae	2	2	3	2	2	2

Junho 1990

Estações	1	2	4	8	10	11
Bacillariophyceae (Penales)	2	2	2	2	2	2
Bacillariophyceae (Centrales)	1	2	2	1	2	2
Chlorophyceae	2	2	2	2	2	2
Cryptophyceae	2	2	2	2	2	2
Chrysophyceae	2	2	2	2	2	2
Cyanophyceae	3	3	3	4	4	4
Euglenophyceae	2	2	2	2	2	2

Setembro 1990

Estações	1	2	4	8	10	11
Bacillariophyceae (Penales)	-	1	2	2	-	2
Bacillariophyceae (Centrales)	-	0	0	0	-	1
Chlorophyceae	-	1	2	3	-	2
Cryptophyceae	-	1	1	2	-	2
Chrysophyceae	-	1	1	1	-	1
Cyanophyceae	-	3	4	4	-	4
Euglenophyceae	-	1	3	2	-	2

Outubro 1990

Estações	1	2	4	8	10	11
Bacillariophyceae (Penales)	2	0	1	2	2	2
Bacillariophyceae (Centrales)	0	0	0	0	1	1
Chlorophyceae	2	1	2	2	1	2
Cryptophyceae	2	1	2	1	0	1
Chrysophyceae	2	1	2	2	0	1
Cyanophyceae	1	1	1	1	1	1
Euglenophyceae	1	1	1	0	0	0

Novembro 1990

Estações	1	2	4	8	10	11
Bacillariophyceae (Penales)	3	2	2	2	1	1
Bacillariophyceae (Centrales)	2	2	1	1	0	0
Chlorophyceae	1	1	1	1	1	1
Cryptophyceae	1	1	1	1	2	2
Chrysophyceae	1	1	1	1	1	1
Cyanophyceae	1	1	0	0	1	1
Euglenophyceae	0	0	0	0	1	0

Janeiro 1991

Estações	1	2	4	8	10	11
Bacillariophyceae (Penales)	1	1	2	2	2	1
Bacillariophyceae (Centrales)	0	0	1	1	2	0
Chlorophyceae	1	1	1	1	2	1
Cryptophyceae	1	1	1	2	1	1
Chrysophyceae	1	1	1	1	1	1
Cyanophyceae	0	0	0	0	3	0
Euglenophyceae	0	0	1	2	0	0

ANEXO D - Valores médios e desvio padrão () de pigmentos fotossintéticos bentônicos em cada estação de colheita e para todos os períodos de amostragem

Fevereiro 1989

Estações	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12
cl. \underline{a} substrato (mg/m ²)	39,70 (19,86)	28,53 (27,85)	26,45 (15,19)	28,44 (15,11)	12,80 (3,97)	36,24 (23,43)	39,61 (17,19)	28,62 (17,23)	28,89 (13,43)	21,91 (11,80)	36,74 (25,83)	9,07 (4,75)
Feopig. subst. (mg/m ²)	19,48 (16,98)	20,44 (19,23)	18,35 (12,88)	17,34 (18,68)	12,70 (1,38)	18,10 (17,94)	22,28 (24,07)	30,57 (42,76)	16,69 (17,58)	17,29 (11,96)	19,09 (12,82)	8,56 (5,61)
ID substrato	2,10 (0,11)	2,10 (0,08)	2,16 (0,13)	2,22 (0,10)	2,44 (0,59)	2,20 (0,27)	2,19 (0,07)	2,24 (0,26)	2,52 (0,41)	2,17 (0,26)	2,08 (0,25)	2,76 (0,25)

Abril 1989

Estações	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12
cl. \underline{a} substrato (mg/m ²)	33,40 (21,65)	28,24 (28,23)	24,19 (16,91)	26,41 (19,10)	13,30 (5,42)	29,04 (18,50)	33,90 (23,91)	0,00	19,72 (12,46)	0,00	15,16 (4,58)	9,73 (6,36)
Feopig. subst. (mg/m ²)	20,69 (17,46)	21,54 (24,83)	17,07 (16,25)	13,41 (10,55)	6,21 (2,53)	14,75 (12,48)	15,70 (15,71)	0,00	28,12 (52,96)	0,00	7,63 (1,16)	5,04 (7,12)
ID substrato	2,21 (0,17)	2,19 (0,16)	2,47 (0,38)	2,39 (0,14)	2,20 (0,14)	2,40 (0,32)	2,25 (0,17)	0,00	2,54 (0,46)	0,00	2,46 (0,06)	2,20 (0,16)

Junho 1989

Estações	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12
cl. \underline{a} substrato (mg/m ²)	45,27 (30,13)	26,23 (22,51)	32,78 (15,36)	34,26 (12,36)	12,39 (8,38)	25,25 (7,01)	23,48 (13,22)	25,04 (3,52)	28,20 (6,99)	17,86 (2,60)	27,40 (22,40)	8,57 (6,79)
Feopig. subst. (mg/m ²)	32,35 (36,03)	17,51 (19,40)	47,38 (53,40)	84,56 (116,11)	3,90 (1,34)	14,24 (10,42)	16,61 (17,12)	78,89 (112,04)	27,20 (31,88)	6,91 (3,66)	21,82 (34,88)	2,40 (2,44)
ID substrato	2,70 (0,53)	2,27 (0,27)	2,28 (0,13)	2,26 (0,25)	2,39 (0,49)	2,30 (0,33)	2,40 (0,36)	2,45 (0,32)	2,35 (0,17)	2,26 (0,29)	2,43 (0,35)	2,48 (0,29)

Agosto 1989

Estações	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12
cl. \underline{a} substrato (mg/m ²)	-	32,68 (11,02)	35,91 (13,70)	39,50 (19,05)	27,14 (6,51)	39,94 (23,72)	41,20 (25,01)	30,42 (9,39)	23,86 (8,06)	24,40 (10,70)	25,24 (8,28)	16,14 (4,46)
Feopig. subst. (mg/m ²)	-	51,92 (20,74)	40,15 (32,27)	60,61 (62,57)	13,54 (2,78)	49,78 (47,18)	29,62 (21,57)	35,20 (25,00)	17,05 (13,65)	14,28 (7,83)	23,67 (19,00)	7,04 (4,59)
ID substrato	-	3,71 (0,85)	2,60 (0,43)	3,09 (0,20)	2,42 (0,34)	2,86 (0,18)	2,57 (0,30)	2,74 (0,24)	2,43 (0,31)	2,25 (0,40)	2,55 (0,32)	2,81 (0,75)

Janeiro 1990

Estações	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12
cl. \underline{a} substrato (mg/m ²)	18,46 (11,77)	13,56 (16,50)	11,54 (7,12)	18,50 (8,35)	17,29 (8,00)	18,67 (6,97)	-	14,88 (10,00)	-	13,15 (9,12)	14,91 (8,66)	7,45 (5,09)
Feopig. subst. (mg/m ²)	6,34 (5,74)	10,31 (18,26)	2,59 (1,99)	20,40 (28,62)	5,96 (4,55)	6,06 (3,95)	-	8,28 (7,37)	-	7,95 (7,68)	11,36 (21,19)	1,27 (1,30)
ID substrato	2,25 (0,16)	2,38 (0,19)	2,29 (0,23)	2,33 (0,15)	2,67 (0,28)	2,27 (0,14)	-	2,69 (0,29)	-	2,32 (0,16)	2,67 (0,32)	3,15 (0,50)

Março 1990

Estações	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12
cl. \underline{a} substrato (mg/m ²)	-	-	-	-	-	-	-	-	-	24,40 (17,43)	-	-
Feopig. subst. (mg/m ²)	-	-	-	-	-	-	-	-	-	17,09 (19,36)	-	-
ID substrato	-	-	-	-	-	-	-	-	-	2,17 (0,40)	-	-

Abril 1990

Estações	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12
cl. \underline{a} substrato (mg/m ²)	25,74 (8,73)	27,93 (23,50)	-	17,75 (5,46)	-	-	-	21,99 (18,05)	-	13,07 (3,76)	16,91 (12,74)	-
Feopig. subst. (mg/m ²)	14,14 (10,38)	18,39 (19,16)	-	18,01 (9,84)	-	-	-	14,64 (18,44)	-	4,89 (4,08)	4,72 (5,05)	-
ID substrato	2,52 (0,51)	3,00 (0,58)	-	2,62 (0,22)	-	-	-	2,89 (0,42)	-	2,60 (0,16)	2,54 (0,30)	-

Maio 1990

Estações	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12
cl. \underline{a} substrato (mg/m ²)	52,28 (22,85)	28,63 (17,38)	23,03 (9,05)	26,52 (7,83)	12,68 (2,65)	29,63 (14,07)	27,96 (19,57)	30,08 (27,20)	-	22,49 (14,47)	18,39 (14,48)	33,01 (22,93)
Feopig. subst. (mg/m ²)	21,57 (12,60)	25,21 (23,69)	18,28 (16,03)	23,02 (20,59)	3,76 (1,36)	13,87 (9,86)	25,47 (32,24)	14,72 (14,85)	-	6,28 (5,33)	7,20 (6,89)	4,70 (5,05)
ID substrato	1,91 (0,36)	2,28 (0,42)	2,65 (0,45)	2,37 (0,16)	2,20 (0,32)	2,27 (0,20)	2,75 (0,54)	2,24 (0,48)	-	2,36 (0,36)	2,79 (0,72)	2,95 (0,63)

Junho 1990

Estações	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12
cl. \underline{a} substrato (mg/m ²)	37,39 (23,01)	27,52 (18,55)	-	25,12 (6,54)	-	-	-	19,83 (6,67)	-	26,19 (17,75)	24,28 (9,15)	-
Feopig. subst. (mg/m ²)	24,52 (20,09)	37,70 (33,82)	-	25,00 (18,63)	-	-	-	13,11 (8,82)	-	8,45 (8,42)	16,34 (5,52)	-
ID substrato	1,99 (0,23)	2,08 (0,18)	-	1,10 (0,94)	-	-	-	2,00 (0,18)	-	1,93 (0,29)	2,05 (0,54)	-

Setembro 1990

Estações	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12
cl. \underline{a} substrato (mg/m ²)	-	67,10 (6,96)	-	35,28 (5,98)	-	-	-	24,87 (14,96)	-	-	25,43 (14,60)	-
Feopig. subst. (mg/m ²)	-	96,76 (34,00)	-	58,10 (24,18)	-	-	-	22,50 (24,37)	-	-	10,21 (8,03)	-
ID substrato	-	2,19 (0,32)	-	2,27 (0,17)	-	-	-	2,15 (0,31)	-	-	2,03 (0,26)	-

Outubro 1990

Estações	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12
cl. \underline{a} substrato (mg/m ²)	29,87 (11,32)	17,03 (7,63)	16,78 (8,03)	29,35 (8,31)	41,30 (33,39)	25,63 (12,41)	16,89 (9,63)	18,96 (11,43)	-	31,19 (17,52)	16,95 (9,96)	7,06 (4,07)
Feopig. subst. (mg/m ²)	18,83 (15,83)	15,23 (13,96)	10,19 (13,51)	26,08 (21,39)	18,80 (16,34)	10,02 (6,35)	6,56 (5,81)	8,71 (8,86)	-	5,87 (3,72)	11,87 (18,84)	1,58 (1,56)
ID substrato	2,32 (0,15)	2,17 (0,15)	2,30 (0,51)	2,28 (0,27)	2,76 (0,94)	2,39 (0,18)	2,36 (0,35)	2,54 (0,36)	-	2,36 (0,23)	2,27 (0,45)	2,16 (0,28)

Novembro 1990

Estações	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12
cl. \underline{a} substrato (mg/m ²)	17,40 (10,35)	12,82 (13,28)	-	26,94 (6,43)	-	-	-	21,25 (14,45)	-	12,98 (11,92)	17,44 (11,25)	-
Feopig. subst. (mg/m ²)	9,10 (6,51)	7,69 (10,94)	-	14,23 (7,10)	-	-	-	7,84 (7,61)	-	8,58 (9,32)	6,16 (6,84)	-
ID substrato	2,23 (0,26)	2,15 (0,25)	-	2,32 (0,13)	-	-	-	2,38 (0,38)	-	2,66 (0,37)	2,25 (0,22)	-

Janeiro 1991

Estações	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12
cl. \underline{a} substrato (mg/m ²)	29,71 (18,10)	14,38 (9,86)	-	27,24 (10,47)	-	-	-	24,82 (11,40)	-	21,68 (14,96)	10,67 (6,62)	-
Feopig. subst. (mg/m ²)	21,61 (19,51)	23,46 (32,32)	-	30,41 (26,88)	-	-	-	14,42 (13,45)	-	19,67 (17,00)	3,80 (2,90)	-
ID substrato	2,48 (0,28)	2,56 (0,38)	-	2,56 (0,39)	-	-	-	2,65 (0,25)	-	2,88 (0,50)	3,15 (0,87)	-

ANEXO E - Composição do perifiton avaliada de uma forma semi-quantitativa pela aplicação de uma escala com seis termos

Março 1990

Estações	1	2	4	8	10	11
Bacillariophyceae	5	5	4	5	5	5
Chlorophyceae	2	2	3	2	2	2
Cryptophyceae	2	2	2	2	1	0
Chrysophyceae	2	1	1	1	1	0
Cyanophyceae	1	0	2	1	1	1
Euglenophyceae	2	0	2	1	1	0

Abril 1990

Estações	1	2	4	8	10	11
Bacillariophyceae	4	4	4	3	4	4
Chlorophyceae	3	2	2	2	2	2
Cryptophyceae	2	2	2	3	3	2
Chrysophyceae	2	1	2	3	2	2
Cyanophyceae	1	0	0	2	1	0
Euglenophyceae	1	1	1	1	1	1

Mai 1990

Estações	1	2	4	8	10	11
Bacillariophyceae	4	4	4	4	4	4
Chlorophyceae	2	2	2	3	3	2
Cryptophyceae	3	2	1	2	2	2
Chrysophyceae	1	1	1	2	2	1
Cyanophyceae	1	2	2	1	1	0
Euglenophyceae	1	1	1	1	1	1

Junho 1990

Estações	1	2	4	8	10	11
Bacillariophyceae	2	2	4	3	2	2
Chlorophyceae	2	1	2	2	2	2
Cryptophyceae	1	1	1	1	2	2
Chrysophyceae	1	1	1	1	1	2
Cyanophyceae	3	3	3	3	4	4
Euglenophyceae	2	2	2	1	1	2

Setembro 1990

Estações	1	2	4	8	10	11
Bacillariophyceae	-	1	3	3	-	2
Chlorophyceae	-	0	2	2	-	2
Cryptophyceae	-	1	2	2	-	2
Chrysophyceae	-	1	2	2	-	2
Cyanophyceae	-	4	3	4	-	4
Euglenophyceae	-	0	2	2	-	2

Outubro 1990

Estações	1	2	4	8	10	11
Bacillariophyceae	3	2	3	4	4	4
Chlorophyceae	2	2	2	2	2	2
Cryptophyceae	2	2	2	2	1	2
Chrysophyceae	2	2	2	2	1	2
Cyanophyceae	2	2	1	2	2	2
Euglenophyceae	0	0	0	0	0	1

Novembro 1990

Estações	1	2	4	8	10	11
Bacillariophyceae	3	4	4	3	3	3
Chlorophyceae	1	1	1	0	1	1
Cryptophyceae	1	2	1	1	2	2
Chrysophyceae	1	1	1	0	1	1
Cyanophyceae	1	1	1	1	2	1
Euglenophyceae	0	1	1	1	0	1

Janeiro 1991

Estações	1	2	4	8	10	11
Bacillariophyceae	4	4	4	4	3	3
Chlorophyceae	1	1	1	0	0	0
Cryptophyceae	2	2	2	2	1	2
Chrysophyceae	1	2	2	2	1	2
Cyanophyceae	0	3	3	3	4	1
Euglenophyceae	0	0	1	0	0	0

ANEXO F - Valores médios e desvio padrão () de biomassa, em g/m², por espécie de macrófito identificada em cada estação de colheita e para todos os períodos de amostragem

Fevereiro 1989

Estações	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12
<i>Typha angustifolia</i> L.	935,90 (137,34)	-	1000,0 (180,00)	987,00 (99,48)	990,00 (135,28)	-	-	1000,0 (208,81)	-	-	-	-
<i>Juncus bufonius</i> L.	-	-	-	500,00 (124,90)	-	-	-	-	-	-	-	452,00 (183,61)
<i>Scirpus lacustris</i> L.	620,50 (118,31)	-	430,00 (112,69)	550,00 (117,90)	525,00 (39,05)	499,80 (20,30)	500,00 (90,14)	590,00 (95,39)	525,00 (47,70)	620,50 (61,28)	500,00 (43,59)	425,00 (149,24)
<i>Cyperus longus</i> L.	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	350,00 (70,00)
<i>Ranunculus peltatus</i> Schrank	-	-	187,50 (78,06)	-	297,50 (21,36)	-	222,50 (56,70)	280,00 (45,70)	-	442,50 (37,67)	100,00 (54,99)	-
algas filamentosas	10,30 (4,75)	-	-	-	46,00 (12,17)	-	-	40,00 (22,91)	95,00 (42,72)	-	60,00 (12,17)	20,00 (13,23)

Abril 1989

Estações	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12
<i>Typha angustifolia</i> L.	1000,0 (10,50)	-	990,00 (769,31)	1000,0 (161,45)	995,00 (456,96)	-	-	820,00 (118,05)	-	-	-	-
<i>Scirpus lacustris</i> L.	735,00 (231,14)	-	400,00 (200,00)	650,00 (272,90)	520,00 (92,18)	680,50 (201,81)	652,50 (354,16)	500,00 (99,22)	662,50 (259,81)	580,00 (104,04)	500,00 (343,69)	500,00 (230,00)
<i>Cyperus longus</i> L.	-	-	350,00 (90,14)	400,00 (324,91)	662,50 (207,97)	480,00 (180,05)	550,00 (240,44)	-	770,00 (294,5)	-	300,00 (173,21)	542,50 (17,50)
<i>Ranunculus peltatus</i> Schrank	-	-	265,00 (174,36)	227,50 (111,82)	325,00 (90,14)	-	332,50 (94,11)	-	-	-	-	-
algas filamentosas	111,20 (37,35)	6,23 (3,89)	-	-	76,74 (61,12)	-	6,29 (1,74)	-	-	-	-	6,34 (4,81)

Junho 1989

Estações	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12
<i>Typha angustifolia</i> L.	1555,0 (935,02)	-	1400 (114,56)	1372,5 (896,05)	1137,2 (458,20)	-	-	1450,5 (910,9)	-	-	-	-
<i>Scirpus lacustris</i> L.	787,50 (269,20)	-	529,00 (46,77)	617,50 (183,30)	600,00 (25,00)	650,50 (89,65)	720,00 (63,84)	535,00 (95,37)	732,00 (370,02)	595,00 (90,00)	503,00 (190,07)	480,30 (67,71)
<i>Cyperus longus</i> L.	-	-	450,00 (31,23)	550,00 (152,07)	600,00 (80,47)	494,50 (274,63)	600,00 (127,57)	403,50 (239,25)	795,40 (340,18)	368,00 (136,90)	305,50 (147,23)	625,50 (377,69)
<i>Ranunculus peltatus</i> Schrank	-	-	200,00 (50,00)	200,00 (25,00)	267,50 (148,89)	-	297,00 (10,82)	-	-	-	-	-
<i>Paspalum paspalodes</i> (Michx.) Scriber	250,00 (114,56)	-	200,00 (25,00)	-	122,50 (31,33)	-	221,75 (86,85)	195,70 (90,08)	-	-	199,20 (151,41)	-
algas filamentosas	115,00 (78,58)	-	-	-	18,00 (7,21)	-	10,00 (3,00)	-	-	-	-	-

Agosto 1989

Estações	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12
<i>Typha angustifolia</i> L.	*	-	1410,0 (379,87)	1000,0 (110,00)	1435,0 (867,19)	-	-	1442,5 (901,37)	-	-	-	-
<i>Scirpus lacustris</i> L.	*	-	500,00 (25,12)	620,00 (256,08)	561,20 (179,57)	450,00 (147,73)	425,00 (175,00)	620,00 (27,84)	552,50 (78,67)	500,00 (200,00)	526,90 (197,50)	500,00 (227,54)
<i>Cyperus longus</i> L.	*	-	400,00 (118,22)	500,00 (15,00)	535,00 (54,99)	400,00 (223,55)	437,00 (49,11)	440,95 (127,33)	600,50 (169,39)	385,30 (222,65)	300,00 (86,60)	539,30 (280,75)
<i>Ranunculus peltatus</i> Schrank	*	-	-	-	245,00 (57,66)	-	-	-	-	-	-	-
<i>Paspalum paspalodes</i> (Michx.) Scriber	*	-	200,00 (15,00)	-	123,60 (22,93)	-	120,00 (44,51)	160,00 (52,92)	-	-	225,00 (66,14)	-
algas filamentosas	*	-	-	-	115,00 (49,24)	-	-	-	-	-	-	-

* - amostragem não efectuada

Janeiro 1990

Estações	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12
<i>Typha angustifolia</i> L.	700,00 (511,05)	-	-	-	-	-	*	-	*	-	-	-
<i>Juncus bufonius</i> L.	-	-	332,00 (83,84)	300,00 (66,14)	-	-	*	-	*	-	-	420,00 (44,51)
<i>Scirpus lacustris</i> L.	392,50 (260,24)	-	335,20 (91,44)	325,00 (113,25)	492,50 (176,71)	392,50 (162,77)	*	562,50 (266,65)	*	425,00 (52,68)	400,00 (23,24)	337,50 (192,50)
algas filamentosas	12,00 (5,29)	-	-	-	6,80 (1,47)	-	*	-	*	-	-	-

* - amostragem não efectuada

Março 1990

Estações	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12
<i>Typha angustifolia</i> L.	948,90 (85,67)	-	*	782,00 (78,56)	*	*	*	925,40 (78,24)	*	-	-	*
<i>Scirpus lacustris</i> L.	560,20 (53,03)	-	*	518,70 (142,31)	*	*	*	525,30 (89,64)	*	505,30 (161,48)	425,40 (201,28)	*
<i>Cyperus longus</i> L.	-	-	*	-	*	*	*	365,20 (123,50)	*	-	-	*
algas filamentosas	116,40 (88,22)	-	*	-	*	*	*	-	*	-	-	*

* - amostragem não efectuada

Abril 1990

Estações	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12
<i>Typha angustifolia</i> L.	1031,3 (323,68)	-	*	821,10 (210,07)	*	*	*	925,30 (319,07)	*	-	-	*
<i>Scirpus lacustris</i> L.	612,50 (39,75)	-	*	420,00 (80,00)	*	*	*	622,50 (148,27)	*	620,00 (140,00)	650,00 (139,19)	*
<i>Cyperus longus</i> L.	-	266,30 (59,09)	*	268,30 (126,59)	*	*	*	467,50 (130,57)	*	310,00 (172,52)	245,00 (154,79)	*
algas filamentosas	127,50 (104,32)	-	*	-	*	*	*	62,50 (38,80)	*	-	-	*

* - amostragem não efectuada

Maio 1990

Estações	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12
<i>Typha angustifolia</i> L.	2217,5 (628,34)	-	1000,0 (200,00)	1000,0 (124,40)	1953,8 (867,06)	-	-	1571,9 (884,92)	*	-	-	-
<i>Scirpus lacustris</i> L.	767,50 (519,64)	-	600,00 (80,00)	718,20 (470,33)	796,90 (553,68)	694,40 (456,46)	729,80 (262,10)	635,00 (95,79)	*	535,00 (56,35)	530,00 (83,22)	560,30 (60,31)
<i>Cyperus longus</i> L.	-	235,80 (42,25)	431,20 (94,38)	542,50 (274,95)	604,30 (359,84)	386,60 (176,40)	555,60 (349,24)	447,10 (179,49)	*	490,80 (352,60)	415,00 (267,82)	457,90 (268,33)
<i>Ranunculus peltatus</i> Schrank	-	-	-	-	-	-	120,00 (20,00)	-	*	-	-	-
<i>Paspalum paspalodes</i> (Michx.) Scriber	359,30 (278,14)	-	300,00 (95,39)	-	174,90 (47,85)	-	135,00 (56,35)	224,70 (86,77)	*	-	200,00 (45,00)	-
algas filamentosas	120,00 (34,64)	-	-	-	112,50 (10,90)	-	63,10 (10,47)	-	*	-	-	-

* - amostragem não efectuada

Junho 1990

Estações	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12
<i>Typha angustifolia</i> L.	1257,5 (401,56)	-	*	1295,0 (257,54)	*	*	*	1627,3 (864,62)	*	-	-	*
<i>Scirpus lacustris</i> L.	656,80 (144,44)	-	*	526,60 (169,81)	*	*	*	767,80 (156,98)	*	525,00 (212,61)	607,40 (14,66)	*
<i>Cyperus longus</i> L.	-	-	*	659,30 (71,11)	*	*	*	914,90 (261,93)	*	594,10 (86,35)	658,60 (145,28)	*
<i>Paspalum paspalodes</i> (Michx.) Scriber	255,00 (56,79)	-	*	-	*	*	*	359,40 (115,90)	*	-	283,30 (28,06)	*
algas filamentosas	100,00 (37,69)	-	*	-	*	*	*	-	*	-	-	*

* - amostragem não efectuada

Setembro 1990

Estações	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12
<i>Typha angustifolia</i> L.	*	-	*	1080,0 (109,66)	*	*	*	1510,0 (265,14)	*	*	-	*
<i>Scirpus lacustris</i> L.	*	-	*	600,00 (175,28)	*	*	*	610,00 (160,39)	*	*	419,20 (161,10)	*
<i>Cyperus longus</i> L.	*	-	*	480,00 (41,04)	*	*	*	425,30 (118,22)	*	*	400,00 (100,50)	*
<i>Paspalum paspalodes</i> (Michx. Scriber)	*	-	*	-	*	*	*	240,00 (157,52)	*	*	200,00 (86,60)	*

* - amostragem não efectuada

Outubro 1990

Estações	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12
<i>Typha angustifolia</i> L.	1253,3 (358,22)	-	870,00 (139,37)	1000,0 (105,00)	1627,5 (671,75)	-	-	1382,5 (14,14)	*	-	-	-
<i>Scirpus lacustris</i> L.	643,05 (331,25)	-	568,00 (420,59)	500,00 (222,48)	580,00 (69,46)	580,90 (76,12)	680,00 (26,46)	458,00 (68,79)	*	500,00 (20,00)	498,00 (124,47)	520,00 (148,20)
<i>Cyperus longus</i> L.	-	-	574,00 (59,27)	420,00 (80,00)	453,30 (52,52)	420,00 (48,22)	480,00 (88,46)	320,20 (75,82)	*	382,00 (27,78)	300,00 (91,65)	419,30 (103,95)
<i>Ranunculus peltatus</i> Schrank	-	-	-	-	252,50 (180,99)	-	-	-	*	-	-	-
<i>Paspalum paspalodes</i> (Michx.) Scriber	320,00 (48,22)	-	200,00 (75,00)	-	199,00 (44,19)	-	140,00 (52,92)	250,00 (50,00)	*	-	198,00 (29,05)	-
algas filamentosas	46,00 (14,73)	-	-	-	35,00 (23,26)	-	-	-	*	-	-	-

* - amostragem não efectuada

Novembro 1990

Estações	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12
<i>Typha angustifolia</i> L.	675,00 (165,30)	-	*	-	*	*	*	807,50 (253,93)	*	-	-	*
<i>Juncus bufonius</i> L.	-	-	*	575,00 (40,45)	*	*	*	-	*	-	-	*
<i>Scirpus lacustris</i> L.	320,00 (128,92)	-	*	556,30 (225,93)	*	*	*	525,00 (57,00)	*	410,00 (80,63)	425,00 (192,63)	*
<i>Cyperus longus</i> L.	-	-	*	-	*	*	*	392,00 (7,85)	*	-	-	*
algas filamentosas	15,00 (6,25)	-	*	-	*	*	*	-	*	-	-	*

* - amostragem não efectuada

Janeiro 1991

Estações	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12
<i>Typha angustifolia</i> L.	785,00 (231,10)	-	*	-	*	*	*	1172,5 (472,87)	*	-	-	*
<i>Juncus bufonius</i> L.	-	-	*	285,80 (141,39)	*	*	*	-	*	-	-	*
<i>Scirpus lacustris</i> L.	308,40 (85,91)	-	*	390,00 (140,78)	*	*	*	435,00 (124,25)	*	385,00 (172,51)	410,00 (114,98)	*
<i>Cyperus longus</i> L.	-	-	*	-	*	*	*	290,00 (110,60)	*	-	-	*
algas filamentosas	6,80 (3,27)	-	*	-	*	*	*	-	*	-	-	*

* - amostragem não efectuada

ANEXO G - Valores de dominância/cobertura de macrófitos segundo uma escala semi-quantitativa com seis termos

Fevereiro 1989

Estações	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12
<i>Typha angustifolia</i> L.	3	0	1	1	1	0	0	1	0	0	0	0
<i>Juncus bufonius</i> L.	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	1
<i>Scirpus lacustris</i> L.	2	0	2	2	1	1	1	1	1	1	1	1
<i>Cyperus longus</i> L.	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1
<i>Ranunculus peltatus</i> Schrank	0	0	2	0	3	0	3	2	0	1	1	0
<i>Paspalum paspalodes</i> (Michx.) Scriber	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
algas filamentosas	2	0	0	0	1	0	0	1	1	0	1	1

Abril 1989

Estações	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12
<i>Typha angustifolia</i> L.	3	0	2	2	2	0	0	2	0	0	0	0
<i>Juncus bufonius</i> L.	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Scirpus lacustris</i> L.	2	0	3	3	2	2	1	2	2	1	1	1
<i>Cyperus longus</i> L.	0	0	1	1	2	2	1	0	2	0	1	2
<i>Ranunculus peltatus</i> Schrank	0	0	3	2	3	0	3	0	0	0	0	0
<i>Paspalum paspalodes</i> (Michx.) Scriber	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
algas filamentosas	2	1	0	0	3	0	2	0	0	0	0	1

Junho 1989

Estações	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12
<i>Typha angustifolia</i> L.	4	0	3	3	3	0	0	3	0	0	0	0
<i>Juncus bufonius</i> L.	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Scirpus lacustris</i> L.	2	0	4	3	2	2	1	3	2	1	1	1
<i>Cyperus longus</i> L.	0	0	2	3	2	2	1	2	2	2	2	2
<i>Ranunculus peltatus</i> Schrank	0	0	3	2	3	0	2	0	0	0	0	0
<i>Paspalum paspalodes</i> (Michx.) Scriber	2	0	2	0	2	0	3	3	0	0	3	0
algas filamentosas	3	0	0	0	4	0	2	0	0	0	0	0

Agosto 1989

Estações	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12
<i>Typha angustifolia</i> L.	-	0	3	3	2	0	0	3	0	0	0	0
<i>Juncus bufonius</i> L.	-	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Scirpus lacustris</i> L.	-	0	4	3	2	2	1	3	2	1	1	1
<i>Cyperus longus</i> L.	-	0	3	3	2	2	1	3	2	2	1	2
<i>Ranunculus peltatus</i> Schrank	-	0	0	0	3	0	0	0	0	0	0	0
<i>Paspalum paspalodes</i> (Michx.) Scriber	-	0	3	0	2	0	3	3	0	0	3	0
algas filamentosas	-	0	0	0	4	0	0	0	0	0	0	0

Janeiro 1990

Estações	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12
<i>Typha angustifolia</i> L.	1	0	0	0	0	0	-	0	-	0	0	0
<i>Juncus bufonius</i> L.	0	0	1	1	0	0	-	0	-	0	0	1
<i>Scirpus lacustris</i> L.	1	0	2	1	1	1	-	1	-	1	1	1
<i>Cyperus longus</i> L.	0	0	0	0	0	0	-	0	-	0	0	0
<i>Ranunculus peltatus</i> Schrank	0	0	0	0	0	0	-	0	-	0	0	0
<i>Paspalum paspalodes</i> (Michx.) Scriber	0	0	0	0	0	0	-	0	-	0	0	0
algas filamentosas	1	0	0	0	1	0	-	0	-	0	0	0

Março 1990

Estações	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12
<i>Typha angustifolia</i> L.	3	0	-	1	-	-	-	1	-	0	0	-
<i>Juncus bufonius</i> L.	0	0	-	0	-	-	-	0	-	0	0	-
<i>Scirpus lacustris</i> L.	2	0	-	2	-	-	-	1	-	1	1	-
<i>Cyperus longus</i> L.	0	0	-	0	-	-	-	2	-	0	0	-
<i>Ranunculus peltatus</i> Schrank	0	0	-	0	-	-	-	0	-	0	0	-
<i>Paspalum paspalodes</i> (Michx.) Scriber	0	0	-	0	-	-	-	0	-	0	0	-
algas filamentosas	1	0	-	0	-	-	-	0	-	0	0	-

Abril 1990

Estações	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12
<i>Typha angustifolia</i> L.	3	0	-	2	-	-	-	2	-	0	0	-
<i>Juncus bufonius</i> L.	0	0	-	0	-	-	-	0	-	0	0	-
<i>Scirpus lacustris</i> L.	2	0	-	3	-	-	-	2	-	1	1	-
<i>Cyperus longus</i> L.	0	1	-	2	-	-	-	3	-	1	2	-
<i>Ranunculus peltatus</i> Schrank	0	0	-	0	-	-	-	0	-	0	0	-
<i>Paspalum paspalodes</i> (Michx.) Scriber	0	0	-	0	-	-	-	0	-	0	0	-
algas filamentosas	1	0	-	0	-	-	-	2	-	0	0	-

Maio 1990

Estações	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12
<i>Typha angustifolia</i> L.	4	0	3	3	2	0	0	3	-	0	0	0
<i>Juncus bufonius</i> L.	0	0	0	0	0	0	0	0	-	0	0	0
<i>Scirpus lacustris</i> L.	3	0	4	3	2	2	1	3	-	1	1	1
<i>Cyperus longus</i> L.	0	1	3	3	2	2	2	3	-	2	2	2
<i>Ranunculus peltatus</i> Schrank	0	0	0	0	0	0	1	0	-	0	0	0
<i>Paspalum paspalodes</i> (Michx.) Scriber	2	0	3	0	2	0	2	3	-	0	3	0
algas filamentosas	2	0	0	0	3	0	3	0	-	0	0	0

Junho 1990

Estações	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12
<i>Typha angustifolia</i> L.	4	0	-	3	-	-	-	3	-	0	0	-
<i>Juncus bufonius</i> L.	0	0	-	0	-	-	-	0	-	0	0	-
<i>Scirpus lacustris</i> L.	3	0	-	3	-	-	-	3	-	1	1	-
<i>Cyperus longus</i> L.	0	0	-	3	-	-	-	3	-	2	2	-
<i>Ranunculus peltatus</i> Schrank	0	0	-	0	-	-	-	0	-	0	0	-
<i>Paspalum paspalodes</i> (Michx.) Scriber	2	0	-	0	-	-	-	3	-	0	3	-
algas filamentosas	2	0	-	0	-	-	-	0	-	0	0	-

Setembro 1990

Estações	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12
<i>Typha angustifolia</i> L.	-	0	-	2	-	-	-	3	-	-	0	-
<i>Juncus bufonius</i> L.	-	0	-	0	-	-	-	0	-	-	0	-
<i>Scirpus lacustris</i> L.	-	0	-	3	-	-	-	2	-	-	1	-
<i>Cyperus longus</i> L.	-	0	-	3	-	-	-	2	-	-	2	-
<i>Ranunculus peltatus</i> Schrank	-	0	-	0	-	-	-	0	-	-	0	-
<i>Paspalum paspalodes</i> (Michx.) Scriber	-	0	-	0	-	-	-	3	-	-	2	-
algas filamentosas	-	0	-	0	-	-	-	0	-	-	0	-

Outubro 1990

Estações	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12
<i>Typha angustifolia</i> L.	3	0	3	2	1	0	0	2	-	0	0	0
<i>Juncus bufonius</i> L.	0	0	0	0	0	0	0	0	-	0	0	0
<i>Scirpus lacustris</i> L.	2	0	2	2	2	1	1	2	-	1	1	1
<i>Cyperus longus</i> L.	0	0	1	1	1	1	1	1	-	1	1	1
<i>Ranunculus peltatus</i> Schrank	0	0	0	0	1	0	0	0	-	0	0	0
<i>Paspalum paspalodes</i> (Michx.) Scriber	2	0	3	0	2	0	2	2	-	0	3	0
algas filamentosas	2	0	0	0	1	0	0	0	-	0	0	0

Novembro 1990

Estações	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12
<i>Typha angustifolia</i> L.	2	0	-	0	-	-	-	2	-	0	0	-
<i>Juncus bufonius</i> L.	0	0	-	1	-	-	-	0	-	0	0	-
<i>Scirpus lacustris</i> L.	1	0	-	1	-	-	-	1	-	1	1	-
<i>Cyperus longus</i> L.	0	0	-	0	-	-	-	1	-	0	0	-
<i>Ranunculus peltatus</i> Schrank	0	0	-	0	-	-	-	0	-	0	0	-
<i>Paspalum paspalodes</i> (Michx.) Scriber	0	0	-	0	-	-	-	0	-	0	0	-
algas filamentosas	1	0	-	0	-	-	-	0	-	0	0	-

Janeiro 1991

Estações	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12
<i>Typha angustifolia</i> L.	2	0	-	0	-	-	-	2	-	0	0	-
<i>Juncus bufonius</i> L.	0	0	-	1	-	-	-	0	-	0	0	-
<i>Scirpus lacustris</i> L.	1	0	-	1	-	-	-	1	-	1	1	-
<i>Cyperus longus</i> L.	0	0	-	0	-	-	-	1	-	0	0	-
<i>Ranunculus peltatus</i> Schrank	0	0	-	0	-	-	-	0	-	0	0	-
<i>Paspalum paspalodes</i> (Michx.) Scriber	0	0	-	0	-	-	-	0	-	0	0	-
algas filamentosas	1	0	-	0	-	-	-	0	-	0	0	-

ANEXO H - Lista das espécies encontradas de macroinvertebrados bentônicos**PHYLLUM PLATHELMINTHA**

Classe Turbellaria

Ordem Tricladida

Família Dugesiidae

Dugesia tigrina - Girard, 1774

Est.1: Fev/89, 52 (Na estação 1, em Fevereiro de 1989 foram capturados 52 indivíduos)

Est.5: Fev/89, 23 Est.6: Fev/89, 25 Est.7: Fev/89, 5 Est.8: Fev/89, 8 Est.9: Fev/89, 2

Est.1: Abr/89, 18 Est.5: Abr/89, 22 Est.7: Abr/89, 14 Est.7: Jun/89, 1 Est.8: Jun/89, 12

Est.5: Ago/89, 12 Est.1: Jan/90, 4 Est.10: Jan/90, 1 Est.8: Out/90, 10

PHYLLUM MOLLUSCA

Classe Gastropoda

sub-classe Pulmonata

Ordem Basommatophora

Família Physidae

Physa acuta - Draparnaud, 1805

Est.1: Fev/89, 94 Est.3: Fev/89, 11 Est.5: Fev/89, 314 Est.6: Fev/89, 81 Est.7: Fev/89, 475

Est.8: Fev/89, 112 Est.9: Fev/89, 44 Est.10: Fev/89, 6 Est.11: Fev/89, 5 Est.1: Abr/89, 14

Est.2: Abr/89, 1 Est.3: Abr/89, 133 Est.5: Abr/89, 71 Est.6: Abr/89, 44 Est.7: Abr/89, 126

Est.9: Abr/89, 27 Est.11: Abr/89, 4 Est.12: Abr/89, 7 Est.1: Jun/89, 17 Est.3: Jun/89, 1

Est.5: Jun/89, 5 Est.6: Jun/89, 1 Est.7: Jun/89, 17 Est.8: Jun/89, 16 Est.9: Jun/89, 17

Est.11: Jun/89, 643 Est.5: Ago/89, 38 Est.6: Ago/89, 7 Est.8: Ago/89, 1 Est.12: Ago/89, 4

Est.1: Jan/90, 324 Est.5: Jan/90, 5 Est.10: Jan/90, 1 Est.1: Mai/90, 48 Est.3: Mai/90, 1

Est.5: Mai/90, 14 Est.7: Mai/90, 1 Est.11: Mai/90, 2 Est.1: Out/90, 21 Est.2: Out/90, 3

Est.5: Out/90, 3 Est.6: Out/90, 1 Est.7: Out/90, 6 Est.8: Out/90, 1

Família Lymnidae

Lymnaea truncatula - Müller

Est.1: Abr/89, 1

Lymnaea peregra - Müller, 1774

Est.1: Fev/89, 4 Est.8: Fev/89, 8 Est.1: Abr/89, 112 Est.4: Abr/89, 1 Est.1: Jun/89, 2

Est.6: Ago/89, 1 Est.1: Mai/90, 4 Est.4: Mai/90, 1

Família Planorbidae

Planorbis sp.

Est.1: Fev/89, 21 Est.5: Fev/89, 583 Est.6: Fev/89, 2 Est.7: Fev/89, 1 Est.8: Fev/89, 2
 Est.10: Fev/89, 3 Est.1: Abr/89, 25 Est.2: Abr/89, 1 Est.5: Abr/89, 206 Est.6: Abr/89, 6
 Est.6: Jun/89, 1 Est.7: Jun/89, 2 Est.8: Jun/89, 1 Est.5: Jan/90, 7 Est.1: Mai/90, 12
 Est.5: Mai/90, 10

Família Ancyliidae

Ancylus fluviatilis - Müller, 1774

Est.6: Fev/89, 8 Est.7: Fev/89, 30 Est.8: Fev/89, 9 Est.9: Fev/89, 22 Est.10: Fev/89, 1
 Est.11: Fev/89, 4 Est.1: Abr/89, 1 Est.2: Abr/89, 2 Est.3: Abr/89, 3 Est.5: Abr/89, 3
 Est.6: Abr/89, 2 Est.7: Abr/89, 24 Est.9: Abr/89, 11 Est.1: Jun/89, 4 Est.4: Jun/89, 11
 Est.6: Jun/89, 1 Est.7: Jun/89, 14 Est.9: Jun/89, 8 Est.11: Jun/89, 2 Est.8: Jan/90, 1
 Est.1: Mai/90, 34 Est.1: Out/90, 12

Ferrissia sp.

Est.7: Fev/89, 2 Est.9: Fev/89, 5

sub-classe Prosobranchia

Ordem Mesogastropoda

Família Valvatidae

Valvata cf. *cristata* - Müller

Est.1: Abr/89, 1 Est.8: Abr/89, 8 Est.10: Abr/89, 11 Est.11: Abr/89, 1

Família Hydrobiidae

Bithynia tentaculata - Limneo, 1758

Est.7: Fev/89, 1 Est.8: Fev/89, 1 Est.7: Abr/89, 5 Est.7: Jun/89, 5 Est.8: Jun/89, 11
 Est.11: Abr/89, 2 Est.6: Ago/89, 2 Est.7: Mai/90, 1 Est.8: Out/89, 2

Classe Bivalvia

sub-classe Lamellibranchiata

Família Sphaeriidae

Pisidium sp.

Est.1: Fev/89, 122 Est.3: Fev/89, 3 Est.5: Fev/89, 2 Est.7: Fev/89, 44 Est.1: Abr/89, 87
 Est.2: Abr/89, 1 Est.3: Abr/89, 17 Est.5: Abr/89, 204 Est.6: Abr/89, 13 Est.7: Abr/89, 67
 Est.1: Jun/89, 6 Est.6: Jun/89, 4 Est.7: Jun/89, 14 Est.8: Jun/89, 33 Est.11: Jun/89, 245
 Est.6: Ago/89, 1 Est.6: Jan/90, 12 Est.1: Mai/90, 9 Est.5: Mai/90, 13 Est.1: Out/90, 3

PHYLLUM ANNELIDA

Classe Clitellata

sub-classe Oligochaeta

Família Lumbricidae

Eiseniella tetraedra - Savigny, 1826

Est.2: Fev/89, 1 Est.9: Fev/89, 1 Est.11: Fev/89, 1 Est.12: Abr/89, 2 Est.1: Jan/90, 2
 Est.5: Jan/90, 1 Est.7: Out/90, 6 Est.12: Out/90, 1

Família Lumbriculidae

Lumbriculus variegatus - Müller, 1774

Est.1: Fev/89, 1 Est.4: Fev/89, 1 Est.12: Fev/89, 2 Est.2: Abr/89, 5 Est.5: Abr/89, 3
 Est.1: Jan/90, 9 Est.5: Jan/90, 1 Est.6: Jan/90, 1 Est.5: Mai/90, 1 Est.11: Out/90, 1

Eclipidrilus lacustris - Verrill, 1871

Est.2: Fev/89, 35 Est.3: Fev/89, 5 Est.4: Fev/89, 4 Est.7: Fev/89, 1 Est.9: Fev/89, 13
 Est.10: Fev/89, 1 Est.11: Fev/89, 11 Est.12: Fev/89, 1 Est.2: Abr/89, 32 Est.3: Abr/89, 1
 Est.8: Abr/89, 1 Est.11: Abr/89, 1 Est.2: Jun/89, 5 Est.12: Jun/89, 1 Est.1: Jan/90, 3
 Est.2: Jan/90, 18 Est.3: Jan/90, 10 Est.4: Jan/90, 2 Est.5: Jan/90, 1 Est.6: Jan/90, 1
 Est.10: Jan/90, 2 Est.12: Jan/90, 2 Est.2: Mai/90, 11 Est.1: Out/90, 2 Est.2: Out/90, 6
 Est.6: Out/90, 1 Est.7: Out/90, 2 Est.11: Out/90, 7

Família Tubificidae

Tubifex sp.

Est.1: Fev/89, 5 Est.2: Fev/89, 29 Est.3: Fev/89, 7 Est.4: Fev/89, 164 Est.5: Fev/89, 2
 Est.6: Fev/89, 78 Est.7: Fev/89, 42 Est.8: Fev/89, 46 Est.9: Fev/89, 37 Est.10: Fev/89, 54
 Est.11: Fev/89, 48 Est.12: Fev/89, 29 Est.1: Abr/89, 11 Est.2: Abr/89, 211 Est.3: Abr/89, 37
 Est.4: Abr/89, 122 Est.5: Abr/89, 2 Est.6: Abr/89, 293 Est.7: Abr/89, 10 Est.9: Abr/89, 10
 Est.10: Abr/89, 2 Est.1: Jun/89, 2 Est.2: Jun/89, 36 Est.3: Jun/89, 8 Est.4: Jun/89, 177
 Est.5: Jun/89, 1 Est.6: Jun/89, 22 Est.7: Jun/89, 10 Est.8: Jun/89, 96 Est.9: Jun/89, 22
 Est.10: Jun/89, 34 Est.11: Jun/89, 13 Est.12: Jun/89, 18 Est.2: Ago/89, 31 Est.3: Ago/89, 19
 Est.4: Ago/89, 32 Est.5: Ago/89, 1 Est.6: Ago/89, 8 Est.7: Ago/89, 2 Est.8: Ago/89, 10
 Est.9: Ago/89, 21 Est.11: Ago/89, 3 Est.12: Ago/89, 139 Est.1: Jan/90, 52 Est.2: Jan/90, 12
 Est.3: Jan/90, 90 Est.4: Jan/90, 93 Est.5: Jan/90, 24 Est.6: Jan/90, 105 Est.8: Jan/90, 30
 Est.10: Jan/90, 8 Est.11: Jan/90, 340 Est.12: Jan/90, 2 Est.1: Mai/90, 137 Est.2: Mai/90, 18
 Est.3: Mai/90, 2 Est.4: Mai/90, 38 Est.6: Mai/90, 51 Est.7: Mai/90, 118 Est.8: Mai/90, 59
 Est.10: Mai/90, 23 Est.11: Mai/90, 238 Est.12: Mai/90, 23 Est.1: Out/90, 7 Est.2: Out/90, 53
 Est.3: Out/90, 22 Est.4: Out/90, 6 Est.5: Out/90, 4 Est.6: Out/90, 41 Est.7: Out/90, 59
 Est.8: Out/90, 64 Est.10: Out/90, 13 Est.11: Out/90, 104 Est.12: Out/90, 28

Psammoryctes barbatus - Grube, 1861

Est.2: Abr/89, 6 Est.4: Ago/89, 1 Est.2: Out/90, 2

Limnodrilus sp.

Est.1: Fev/89, 15 Est.2: Fev/89, 4 Est.3: Fev/89, 14 Est.4: Fev/89, 154 Est.6: Fev/89, 22
 Est.7: Fev/89, 35 Est.8: Fev/89, 13 Est.10: Fev/89, 3 Est.12: Fev/89, 1 Est.1: Abr/89, 40
 Est.2: Abr/89, 7 Est.3: Abr/89, 78 Est.4: Abr/89, 272 Est.6: Abr/89, 199 Est.7: Abr/89, 17
 Est.9: Abr/89, 3 Est.11: Abr/89, 2 Est.1: Jun/89, 18 Est.2: Jun/89, 111 Est.3: Jun/89, 9
 Est.4: Jun/89, 163 Est.6: Jun/89, 8 Est.7: Jun/89, 17 Est.8: Jun/89, 86 Est.9: Jun/89, 6
 Est.10: Jun/89, 9 Est.2: Ago/89, 148 Est.4: Ago/89, 14 Est.5: Ago/89, 1 Est.6: Ago/89, 8
 Est.7: Ago/89, 1 Est.12: Ago/89, 17 Est.1: Jan/90, 92 Est.2: Jan/90, 4 Est.3: Jan/90, 5
 Est.4: Jan/90, 37 Est.6: Jan/90, 46 Est.8: Jan/90, 16 Est.10: Jan/90, 1 Est.11: Jan/90, 1
 Est.1: Mai/90, 298 Est.2: Mai/90, 21 Est.3: Mai/90, 6 Est.4: Mai/90, 48 Est.6: Mai/90, 14
 Est.7: Mai/90, 52 Est.8: Mai/90, 27 Est.10: Mai/90, 12 Est.11: Mai/90, 293 Est.12: Mai/90, 1
 Est.1: Out/90, 12 Est.2: Out/90, 45 Est.3: Out/90, 21 Est.4: Out/90, 97 Est.5: Out/90, 1
 Est.6: Out/90, 9 Est.7: Out/90, 18 Est.8: Out/90, 7 Est.10: Out/90, 5 Est.11: Out/90, 25

Peloscolex sp.

Est.2: Fev/89, 1 Est.3: Fev/89, 3 Est.4: Fev/89, 8 Est.7: Fev/89, 19 Est.8: Fev/89, 5
 Est.9: Fev/89, 14 Est.10: Fev/89, 1 Est.2: Abr/89, 6 Est.3: Abr/89, 4 Est.4: Abr/89, 2
 Est.7: Abr/89, 19 Est.2: Jun/89, 3 Est.3: Jun/89, 2 Est.7: Jun/89, 71 Est.8: Jun/89, 131
 Est.10: Jun/89, 30 Est.11: Jun/89, 1 Est.12: Jun/89, 2 Est.7: Ago/89, 1 Est.1: Jan/90, 1
 Est.2: Jan/90, 1 Est.4: Jan/90, 3 Est.6: Jan/90, 1 Est.1: Mai/90, 57 Est.2: Mai/90, 4
 Est.3: Mai/90, 3 Est.7: Mai/90, 126 Est.8: Mai/90, 40 Est.10: Mai/90, 10 Est.11: Mai/90, 22
 Est.2: Out/90, 10 Est.3: Out/90, 8 Est.7: Out/90, 9 Est.8: Out/90, 7 Est.10: Out/90, 18
 Est.11: Out/90, 7

Branchiura sowerbyi - Beddard, 1892

Est.8: Jun/89, 3 Est.9: Jun/89, 3 Est.8: Ago/89, 1 Est.9: Ago/89, 1 Est.10: Jan/90, 1
 Est.8: Mai/90, 3 Est.10: Mai/90, 17 Est.11: Mai/90, 12 Est.12: Mai/90, 1

Família Naididae

Chaetogaster sp.

Est.4: Fev/89, 1 Est.6: Fev/89, 201 Est.7: Fev/89, 2 Est.9: Fev/89, 2 Est.12: Fev/89, 4
 Est.2: Abr/89, 3 Est.3: Abr/89, 6 Est.5: Abr/89, 227 Est.6: Abr/89, 33 Est.7: Jun/89, 1
 Est.12: Jun/89, 2 Est.5: Ago/89, 2 Est.1: Mai/90, 3 Est.6: Mai/90, 5 Est.7: Mai/90, 6

Ophidonais serpentina - Müller, 1773

Est.1: Fev/89, 5 Est.3: Fev/89, 13 Est.4: Fev/89, 2 Est.5: Fev/89, 3 Est.6: Fev/89, 563
 Est.7: Fev/89, 53 Est.8: Fev/89, 120 Est.9: Fev/89, 2 Est.10: Fev/89, 3 Est.11: Fev/89, 23
 Est.1: Abr/89, 89 Est.2: Abr/89, 17 Est.3: Abr/89, 317 Est.4: Abr/89, 1 Est.6: Abr/89, 97
 Est.7: Abr/89, 112 Est.11: Abr/89, 7 Est.12: Abr/89, 2 Est.2: Jun/89, 4 Est.6: Jun/89, 9
 Est.7: Jun/89, 7 Est.8: Jun/89, 72 Est.11: Jun/89, 1 Est.5: Abr/89, 1 Est.8: Abr/89, 1
 Est.1: Jan/90, 13 Est.2: Jan/90, 1 Est.4: Jan/90, 13 Est.5: Jan/90, 54 Est.6: Jan/90, 2
 Est.8: Jan/90, 5 Est.10: Jan/90, 215 Est.1: Mai/90, 27 Est.2: Mai/90, 2 Est.5: Mai/90, 36
 Est.6: Mai/90, 39 Est.7: Mai/90, 9 Est.8: Mai/90, 2 Est.10: Mai/90, 9 Est.11: Mai/90, 25
 Est.11: Out/90, 1

Nais sp.

Est.2: Fev/89, 41 Est.3: Fev/89, 365 Est.4: Fev/89, 1074 Est.5: Fev/89, 1 Est.6: Fev/89, 225
 Est.7: Fev/89, 61 Est.8: Fev/89, 63 Est.9: Fev/89, 117 Est.10: Fev/89, 3 Est.11: Fev/89, 165
 Est.12: Fev/89, 62 Est.1: Abr/89, 12 Est.2: Abr/89, 186 Est.3: Abr/89, 224 Est.4: Abr/89, 91
 Est.6: Abr/89, 925 Est.7: Abr/89, 77 Est.9: Abr/89, 2 Est.11: Abr/89, 4 Est.2: Jun/89, 13
 Est.3: Jun/89, 2 Est.6: Jun/89, 74 Est.7: Jun/89, 40 Est.8: Jun/89, 29 Est.9: Jun/89, 6
 Est.4: Ago/89, 1 Est.6: Ago/89, 4 Est.9: Ago/89, 3 Est.10: Ago/89, 10 Est.12: Ago/89, 1
 Est.1: Jan/90, 43 Est.2: Jan/90, 38 Est.3: Jan/90, 49 Est.4: Jan/90, 299 Est.5: Jan/90, 171
 Est.6: Jan/90, 115 Est.10: Jan/90, 27 Est.11: Jan/90, 4 Est.1: Mai/90, 129 Est.2: Mai/90, 3
 Est.3: Mai/90, 127 Est.4: Mai/90, 3 Est.5: Mai/90, 38 Est.6: Mai/90, 52 Est.7: Mai/90, 159
 Est.8: Mai/90, 45 Est.10: Mai/90, 1 Est.11: Mai/90, 71 Est.12: Mai/90, 1 Est.1: Out/90, 15
 Est.3: Out/90, 12 Est.4: Out/90, 2 Est.5: Out/90, 3 Est.6: Out/90, 2 Est.7: Out/90, 4
 Est.8: Out/90, 8 Est.10: Out/90, 2

Stylaria lacustris - Limneo, 1767

Est.5: Fev/89, 23 Est.6: Fev/89, 52 Est.7: Fev/89, 3 Est.8: Fev/89, 15 Est.9: Fev/89, 9
 Est.11: Fev/89, 60 Est.12: Fev/89, 1 Est.1: Abr/89, 740 Est.2: Abr/89, 271 Est.3: Abr/89, 2
 Est.4: Abr/89, 5 Est.5: Abr/89, 5 Est.6: Abr/89, 107 Est.10: Abr/89, 3 Est.11: Abr/89, 1
 Est.2: Jun/89, 2 Est.7: Jun/89, 1 Est.8: Jun/89, 1 Est.12: Jun/89, 2 Est.1: Jan/90, 2
 Est.2: Jan/90, 7 Est.5: Jan/90, 8 Est.10: Jan/90, 9

Dero obtusa - d'Udekem, 1855

Est.1: Fev/89, 7	Est.2: Fev/89, 6	Est.3: Fev/89, 14	Est.4: Fev/89, 18	Est.5: Fev/89, 3
Est.6: Fev/89, 1	Est.7: Fev/89, 3	Est.8: Fev/89, 5	Est.9: Fev/89, 6	Est.11: Fev/89, 3
Est.12: Fev/89, 3	Est.1: Abr/89, 23	Est.2: Abr/89, 241	Est.3: Abr/89, 46	Est.4: Abr/89, 3
Est.7: Abr/89, 1	Est.1: Jun/89, 9	Est.2: Jun/89, 38	Est.3: Jun/89, 145	Est.4: Jun/89, 3117
Est.5: Jun/89, 2	Est.6: Jun/89, 4	Est.7: Jun/89, 22	Est.8: Jun/89, 62	Est.9: Jun/89, 3
Est.10: Jun/89, 1	Est.2: Ago/89, 9	Est.3: Ago/89, 97	Est.4: Ago/89, 9	Est.5: Ago/89, 3
Est.6: Ago/89, 306	Est.8: Ago/89, 4	Est.9: Ago/89, 5	Est.10: Ago/89, 7	Est.11: Ago/89, 19
Est.12: Ago/89, 1	Est.2: Jan/90, 10	Est.3: Jan/90, 3	Est.4: Jan/90, 4	Est.5: Jan/90, 5
Est.6: Jan/90, 2	Est.1: Mai/90, 46	Est.2: Mai/90, 50	Est.3: Mai/90, 2	Est.4: Mai/90, 25
Est.6: Mai/90, 15	Est.7: Mai/90, 5	Est.10: Mai/90, 1	Est.11: Mai/90, 24	Est.3: Out/90, 6
Est.4: Out/90, 4	Est.6: Out/90, 1	Est.7: Out/90, 1	Est.10: Out/90, 1	

Aulophorus furcatus - Müller, 1773

Est.2: Abr/89, 2 Est. 2: Out/90, 2)

Pristina sp.

Est.2: Abr/89, 1	Est.3: Abr/89, 19	Est.3: Jun/89, 1	Est.4: Jun/89, 5	Est.12: Ago/89, 4
Est.4: Mai/90, 2	Est.6: Mai/90, 8	Est.7: Mai/90, 9	Est.8: Mai/90, 1	

sub-Classe Hirudinea

Ordem Rhyncobdellae

Família Glossiphonidae

Helobdella stagnalis - Linneo, 1758

Est.1: Fev/89, 1 Est.1: Abr/89, 1 Est.7: Ago/89, 1 Est.9: Ago/89, 1

Ordem Pharyngobdellae

Família Erpobdellidae

Erpobdella octoculata - Linneo, 1758

Est.1: Fev/89, 25	Est.4: Fev/89, 1	Est.6: Fev/89, 7	Est.7: Fev/89, 24	Est.8: Fev/89, 40
Est.9: Fev/89, 15	Est.10: Fev/89, 45	Est.11: Fev/89, 1	Est.1: Abr/89, 5	Est.3: Abr/89, 1
Est.5: Abr/89, 4	Est.6: Abr/89, 5	Est.7: Abr/89, 56	Est.9: Abr/89, 5	Est.6: Jun/89, 4
Est.7: Jun/89, 24	Est.8: Jun/89, 14	Est.10: Jun/89, 2	Est.1: Jan/90, 13	Est.6: Jan/90, 2
Est.10: Jan/90, 1	Est.6: Mai/90, 4	Est.7: Mai/90, 77	Est.8: Mai/90, 30	Est.11: Mai/90, 10
Est.1: Out/90, 5	Est.6: Out/90, 2	Est.7: Out/90, 8	Est.8: Out/90, 2	Est.10: Out/90, 2
Est.11: Out/90, 2				

Dina lineata - O.F. Müller, 1774

Est.7: Fev/89, 1 Est.6: Mai/90, 1

PHYLLUM ARTHROPODA

Classe Arachnida

Ordem Acari

Família Lebertiidae

Lebertia sp.

Est.1: Fev/89, 3	Est.10: Fev/89, 4	Est.11: Fev/89, 4	Est.1: Abr/89, 2	Est.7: Abr/89, 8
Est.6: Ago/89, 16	Est.8: Ago/89, 1	Est.12: Ago/89, 1	Est.1: Mai/90, 2	Est.7: Mai/90, 1
Est.11: Mai/90, 2				

Famila Limnesiidae

Limnesia sp.

Est.1: Fev/89, 1 Est.1: Abr/89, 3 Est.6: Ago/89, 3 Est.12: Ago/89, 1 Est.1: Mai/90, 1

Famila Unionicolidae

Neumania sp.

Est.5: Fev/89, 4 Est.6: Fev/89, 1 Est.9: Fev/89, 1 Est.2: Abr/89, 2 Est.5: Abr/89, 1
 Est.7: Abr/89, 1 Est.5: Jun/89, 1 Est.7: Jun/89, 1 Est.9: Jun/89, 2 Est.5: Ago/89, 5
 Est.6: Ago/89, 7 Est.7: Ago/89, 2 Est.9: Ago/89, 3 Est.10: Ago/89, 2 Est.11: Ago/89, 34
 Est.5: Jan/90, 1 Est.5: Mai/90, 2 Est.6: Mai/90, 1

Piona sp.

Est.1: Fev/89, 1 Est.5: Fev/89, 6 Est.6: Fev/89, 2 Est.10: Fev/89, 4 Est.11: Fev/89, 1
 Est.1: Abr/89, 1 Est.5: Abr/89, 2 Est.11: Abr/89, 1 Est.9: Jun/89, 3 Est.11: Jun/89, 13
 Est.12: Jun/89, 1 Est.5: Ago/89, 4 Est.6: Ago/89, 17 Est.9: Ago/89, 1 Est.12: Ago/89, 14
 Est.1: Jan/90, 7 Est.1: Mai/90, 3 Est.11: Mai/90, 1

Famila Arrenuridae

Arrenurus sp.

Est.5: Fev/89, 2 Est.5: Abr/89, 1 Est.5: Ago/89, 7 Est.6: Ago/89, 1

Ordem Araneae

Est.1: Abr/89, 1 Est.4: Abr/89, 2 Est.5: Abr/89, 1 Est.1: Jun/89, 2 Est.9: Ago/89, 1
 Est.1: Mai/90, 3 Est.3: Mai/90, 4 Est.6: Mai/90, 2 Est.8: Mai/90, 1 Est.11: Mai/90, 1
 Est.2: Out/90, 1

Classe Crustacea

Sub-classe Malacostraca

Ordem Decapoda

Família Atyidae

Atyaephyra desmarestii - Millet, 1831

Est.1: Fev/89, 37 Est.3: Fev/89, 4 Est.5: Fev/89, 26 Est.6: Fev/89, 114 Est.7: Fev/89, 16
 Est.8: Fev/89, 13 Est.9: Fev/89, 24 Est.1: Abr/89, 13 Est.5: Abr/89, 1 Est.6: Abr/89, 21
 Est.7: Abr/89, 26 Est.8: Abr/89, 40 Est.9: Abr/89, 110 Est.12: Abr/89, 1 Est.1: Jun/89, 137
 Est.2: Jun/89, 4 Est.4: Jun/89, 1 Est.5: Jun/89, 2 Est.6: Jun/89, 17 Est.7: Jun/89, 29
 Est.8: Jun/89, 50 Est.9: Jun/89, 15 Est.10: Jun/89, 1 Est.11: Jun/89, 27 Est.12: Jun/89, 1
 Est.5: Ago/89, 10 Est.7: Ago/89, 12 Est.8: Ago/89, 5 Est.11: Ago/89, 3 Est.12: Ago/89, 133
 Est.1: Jan/90, 22 Est.2: Jan/90, 1 Est.1: Mai/90, 12 Est.5: Mai/90, 3 Est.6: Mai/90, 455
 Est.11: Mai/90, 3 Est.1: Out/90, 10 Est.5: Out/90, 133 Est.6: Out/90, 1 Est.7: Out/90, 7
 Est.8: Out/90, 2

Ordem Isopoda

Famila Asellidae

Est.2: Fev/89, 1 Est.11: Abr/89, 1 Est.11: Jun/89, 1 Est.2: Out/90, 1

Classe Insecta
Ordem Collembola
Família Poduridae

Est.5: Fev/89, 1

Família Isotomidae

Est.3: Fev/89, 1 Est.4: Fev/89, 1 Est.3: Abr/89, 4 Est.8: Abr/89, 1 Est.9: Abr/89, 1
Est.10: Abr/89, 3 Est.11: Abr/89, 2 Est.2: Jun/89, 1 Est.2: Out/90, 3

Ordem Ephemeroptera

Família Baetidae

Baetis fuscatus - Linneo, 1761

Est.3: Fev/89, 1 Est.5: Fev/89, 1 Est.6: Fev/89, 65 Est.7: Fev/89, 138 Est.8: Fev/89, 56
Est.9: Fev/89, 88 Est.10: Fev/89, 119 Est.11: Fev/89, 58 Est.12: Fev/89, 20 Est.2: Abr/89, 1
Est.3: Abr/89, 118 Est.4: Abr/89, 20 Est.5: Abr/89, 21 Est.6: Abr/89, 120 Est.7: Abr/89, 202
Est.9: Abr/89, 240 Est.10: Abr/89, 10 Est.11: Abr/89, 19 Est.12: Abr/89, 215 Est.1: Jun/89, 1
Est.2: Jun/89, 1 Est.5: Jun/89, 1 Est.6: Jun/89, 7 Est.7: Jun/89, 40 Est.8: Jun/89, 49
Est.9: Jun/89, 64 Est.10: Jun/89, 104 Est.11: Jun/89, 317 Est.12: Jun/89, 479 Est.5: Ago/89, 1
Est.2: Jan/90, 7 Est.3: Jan/90, 29 Est.6: Jan/90, 19 Est.8: Jan/90, 6 Est.10: Jan/90, 81
Est.11: Jan/90, 18 Est.1: Mai/90, 1 Est.3: Mai/90, 2 Est.6: Mai/90, 130 Est.7: Mai/90, 1036
Est.8: Mai/90, 405 Est.10: Mai/90, 173 Est.11: Mai/90, 1433 Est.12: Mai/90, 473 Est.3: Out/90, 3
Est.6: Out/90, 2 Est.7: Out/90, 7 Est.8: Out/90, 32 Est.10: Out/90, 4 Est.11: Out/90, 33
Est.12: Out/90, 53

Baetis pavidus - Grandi, 1949

Est.3: Fev/89, 2 Est.4: Fev/89, 1 Est.6: Fev/89, 27 Est.7: Fev/89, 13 Est.8: Fev/89, 95
Est.9: Fev/89, 50 Est.10: Fev/89, 64 Est.11: Fev/89, 54 Est.3: Abr/89, 19 Est.4: Abr/89, 1
Est.5: Abr/89, 1 Est.6: Abr/89, 53 Est.7: Abr/89, 14 Est.9: Abr/89, 45 Est.11: Abr/89, 5
Est.12: Abr/89, 18 Est.2: Jun/89, 1 Est.6: Jun/89, 5 Est.7: Jun/89, 47 Est.8: Jun/89, 30
Est.9: Jun/89, 41 Est.10: Jun/89, 44 Est.11: Jun/89, 17 Est.12: Jun/89, 21 Est.6: Jan/90, 48
Est.8: Jan/90, 4 Est.10: Jan/90, 3 Est.11: Jan/90, 2 Est.5: Mai/90, 2 Est.6: Mai/90, 115
Est.7: Mai/90, 1961 Est.8: Mai/90, 489 Est.10: Mai/90, 22 Est.11: Mai/90, 724 Est.12: Mai/90, 110
Est.6: Out/90, 1 Est.7: Out/90, 3 Est.8: Out/90, 24 Est.12: Out/90, 6

Cloeon sp.

Est.1: Fev/89, 9 Est.3: Fev/89, 3 Est.5: Fev/89, 13 Est.7: Fev/89, 5 Est.1: Abr/89, 57
Est.4: Abr/89, 8 Est.5: Ago/89, 7 Est.1: Jan/90, 2 Est.10: Jan/90, 5 Est.7: Mai/90, 4
Est.8: Mai/90, 5 Est.1: Out/90, 1

Cloeon inscriptum - Bengtsson, 1914

Est.1: Abr/89, 1 Est.6: Jun/89, 1

Cloeon schoenmundi - Bengtsson, 1936

Est.1: Fev/89, 7 Est.3: Fev/89, 28 Est.5: Fev/89, 24 Est.6: Fev/89, 46 Est.7: Fev/89, 7
Est.8: Fev/89, 8 Est.9: Fev/89, 9 Est.11: Fev/89, 5 Est.12: Fev/89, 1 Est.1: Abr/89, 201
Est.3: Abr/89, 10 Est.4: Abr/89, 12 Est.5: Abr/89, 18 Est.6: Abr/89, 13 Est.7: Abr/89, 3
Est.8: Abr/89, 21 Est.12: Abr/89, 1 Est.5: Jun/89, 12 Est.6: Jun/89, 1 Est.7: Jun/89, 24
Est.8: Jun/89, 3 Est.9: Jun/89, 2 Est.11: Jun/89, 13 Est.12: Jun/89, 1 Est.4: Ago/89, 1

Est.5: Ago/89, 20 Est.7: Ago/89, 1 Est.1: Jan/90, 2 Est.2: Jan/90, 13 Est.3: Jan/90, 7
 Est.4: Jan/90, 1 Est.8: Jan/90, 3 Est.10: Jan/90, 5 Est.1: Mai/90, 64 Est.4: Mai/90, 1
 Est.5: Mai/90, 13 Est.6: Mai/90, 24 Est.7: Mai/90, 20 Est.8: Mai/90, 4 Est.11: Mai/90, 3
 Est.5: Out/90, 7 Est.6: Out/90, 1 Est.7: Out/90, 1 Est.8: Out/90, 5 Est.10: Out/90, 1
 Est.11: Out/90, 3

Cloeon simile - Eaton, 1870

Est.1: Fev/89, 8 Est.3: Fev/89, 5 Est.5: Fev/89, 174 Est.6: Fev/89, 3 Est.7: Fev/89, 11
 Est.8: Fev/89, 2 Est.9: Fev/89, 1 Est.1: Abr/89, 80 Est.2: Abr/89, 23 Est.3: Abr/89, 3
 Est.4: Abr/89, 2 Est.5: Abr/89, 17 Est.6: Abr/89, 5 Est.9: Abr/89, 1 Est.11: Abr/89, 1
 Est.3: Jun/89, 2 Est.4: Jun/89, 2 Est.5: Jun/89, 4 Est.6: Jun/89, 1 Est.7: Jun/89, 6
 Est.8: Jun/89, 9 Est.9: Jun/89, 1 Est.11: Jun/89, 7 Est.5: Ago/89, 63 Est.1: Jan/90, 7
 Est.2: Jan/90, 1 Est.3: Jan/90, 2 Est.1: Mai/90, 95 Est.2: Mai/90, 3 Est.3: Mai/90, 3
 Est.4: Mai/90, 3 Est.6: Mai/90, 12 Est.7: Mai/90, 14 Est.8: Mai/90, 3 Est.1: Out/90, 5
 Est.3: Out/90, 1 Est.6: Out/90, 7 Est.10: Out/90, 1 Est.11: Out/90, 3

Procloeon sp.

Est.3: Fev/89, 3 Est.4: Fev/89, 1 Est.5: Fev/89, 4 Est.6: Fev/89, 22 Est.7: Fev/89, 7
 Est.8: Fev/89, 3 Est.11: Fev/89, 6 Est.1: Abr/89, 100 Est.3: Abr/89, 5 Est.4: Abr/89, 1
 Est.5: Abr/89, 9 Est.6: Abr/89, 6 Est.7: Abr/89, 1 Est.8: Abr/89, 4 Est.10: Abr/89, 1
 Est.11: Abr/89, 2 Est.6: Jun/89, 2 Est.7: Jun/89, 5 Est.8: Jun/89, 3 Est.11: Jun/89, 5
 Est.5: Ago/89, 8 Est.7: Ago/89, 1 Est.1: Jan/90, 2 Est.2: Jan/90, 25 Est.3: Jan/90, 2
 Est.8: Jan/90, 1 Est.10: Jan/90, 12 Est.1: Mai/90, 32 Est.5: Mai/90, 3 Est.6: Mai/90, 6
 Est.7: Mai/90, 3 Est.8: Mai/90, 4 Est.11: Mai/90, 9 Est.2: Out/90, 1

Família Heptageniidae

Ecdyonurus venosus - Fabricius, 1775

Est.12: Jun/89, 3

Família Caenidae

Caenis luctuosa - Burmeister, 1839

Est.1: Fev/89, 59 Est.2: Fev/89, 1 Est.3: Fev/89, 11 Est.4: Fev/89, 2 Est.5: Fev/89, 560
 Est.6: Fev/89, 273 Est.7: Fev/89, 17 Est.8: Fev/89, 53 Est.9: Fev/89, 299 Est.10: Fev/89, 208
 Est.11: Fev/89, 374 Est.12: Fev/89, 23 Est.1: Abr/89, 72 Est.2: Abr/89, 31 Est.3: Abr/89, 13
 Est.4: Abr/89, 8 Est.5: Abr/89, 823 Est.6: Abr/89, 423 Est.7: Abr/89, 84 Est.8: Abr/89, 1
 Est.9: Abr/89, 284 Est.10: Abr/89, 6 Est.11: Abr/89, 12 Est.12: Abr/89, 58 Est.1: Jun/89, 8
 Est.3: Jun/89, 3 Est.4: Jun/89, 6 Est.5: Jun/89, 59 Est.6: Jun/89, 59 Est.7: Jun/89, 149
 Est.8: Jun/89, 193 Est.9: Jun/89, 392 Est.10: Jun/89, 120 Est.11: Jun/89, 98 Est.12: Jun/89, 140
 Est.3: Ago/89, 2 Est.5: Ago/89, 224 Est.6: Ago/89, 3 Est.7: Ago/89, 224 Est.8: Ago/89, 29
 Est.9: Ago/89, 66 Est.10: Ago/89, 14 Est.11: Ago/89, 223 Est.12: Ago/89, 916 Est.1: Jan/90, 76
 Est.5: Jan/90, 152 Est.6: Jan/90, 15 Est.8: Jan/90, 35 Est.10: Jan/90, 167 Est.11: Jan/90, 5
 Est.12: Jan/90, 2 Est.1: Mai/90, 391 Est.2: Mai/90, 6 Est.3: Mai/90, 7 Est.4: Mai/90, 9
 Est.5: Mai/90, 421 Est.6: Mai/90, 901 Est.7: Mai/90, 187 Est.8: Mai/90, 112 Est.10: Mai/90, 195
 Est.11: Mai/90, 192 Est.12: Mai/90, 65 Est.1: Out/90, 15 Est.3: Out/90, 9 Est.4: Out/90, 8
 Est.5: Out/90, 21 Est.6: Out/90, 22 Est.7: Out/90, 30 Est.8: Out/90, 23 Est.10: Out/90, 21
 Est.11: Out/90, 116 Est.12: Out/90, 53

Família Leptophlebiidae

Choroterpes picteti - Eaton, 1871

Est.5: Fev/89, 5 Est.2: Abr/89, 1 Est.4: Abr/89, 2 Est.5: Abr/89, 1 Est.6: Abr/89, 1
 Est.9: Abr/89, 2 Est.11: Abr/89, 1 Est.12: Abr/89, 1 Est.5: Jun/89, 1 Est.7: Jun/89, 5
 Est.8: Jun/89, 3 Est.9: Jun/89, 2 Est.10: Jun/89, 54 Est.11: Jun/89, 37 Est.12: Jun/89, 115
 Est.5: Ago/89, 6 Est.6: Ago/89, 1 Est.7: Ago/89, 10 Est.11: Ago/89, 5 Est.12: Ago/89, 4
 Est.10: Jan/90, 1 Est.5: Mai/90, 37 Est.6: Mai/90, 6 Est.7: Mai/90, 2 Est.8: Mai/90, 7
 Est.10: Mai/90, 63 Est.11: Mai/90, 17 Est.12: Mai/90, 79 Est.8: Out/90, 1 Est.11: Out/90, 2

Thraululus bellus - Eaton, 1881

Est.2: Fev/89, 1 Est.5: Fev/89, 102 Est.5: Abr/89, 197 Est.6: Abr/89, 1 Est.8: Abr/89, 2
 Est.9: Abr/89, 1 Est.8: Jun/89, 1 Est.5: Ago/89, 9 Est.12: Ago/89, 1 Est.5: Jan/90, 4
 Est.5: Mai/90, 11 Est.5: Out/90, 5

Habrophlebia fusca - Curtis, 1834

Est.1: Abr/89, 1 Est.6: Abr/89, 1 Est.9: Abr/89, 2 Est.10: Abr/89, 1 Est.11: Abr/89, 1
 Est.1: Jan/90, 3 Est.5: Jan/90, 1

Ordem Plecoptera

Família Taeniopterygidae

Rhabdiopteryx sp.

Est.4: Fev/89, 2 Est.11: Fev/89, 1 Est.1: Jan/90, 1 Est.3: Jan/90, 2 Est.10: Jan/90, 1

Família Nemouridae

Nemoura erratica - Claassen, 1936

Est.2: Fev/89, 14 Est.3: Fev/89, 4 Est.4: Fev/89, 6 Est.9: Fev/89, 2 Est.11: Fev/89, 1
 Est.3: Abr/89, 1 Est.10: Abr/89, 1 Est.1: Jan/90, 44 Est.2: Jan/90, 11 Est.3: Jan/90, 19
 Est.6: Jan/90, 1

Nemoura fulviceps - Klapalek, 1902

Est.2: Fev/89, 19 Est.3: Fev/89, 18 Est.4: Fev/89, 15 Est.6: Fev/89, 3 Est.8: Fev/89, 1
 Est.9: Fev/89, 57 Est.10: Fev/89, 15 Est.11: Fev/89, 5 Est.3: Abr/89, 2 Est.7: Abr/89, 1
 Est.9: Abr/89, 10 Est.1: Jan/90, 155 Est.2: Jan/90, 89 Est.3: Jan/90, 136 Est.6: Jan/90, 4
 Est.10: Jan/90, 1 Est.11: Jan/90, 1

Tyrrhenoleuctra sp.

Est.8: Fev/89, 3 Est.3: Jan/90, 7 Est.8: Jan/90, 2 Est.11: Jan/90, 3

Família Perlodidae

Hemimelaena sp.

Est.6: Fev/89, 1 Est.8: Fev/89, 1 Est.10: Fev/89, 8 Est.9: Abr/89, 2

Isoperla sp.

Est.2: Fev/89, 1 Est.3: Fev/89, 8 Est.4: Fev/89, 18 Est.6: Fev/89, 15 Est.9: Fev/89, 49
 Est.10: Fev/89, 154 Est.11: Fev/89, 33 Est.12: Fev/89, 1 Est.3: Abr/89, 5 Est.6: Abr/89, 1
 Est.7: Abr/89, 1 Est.9: Abr/89, 8 Est.10: Abr/89, 2 Est.1: Jan/90, 3 Est.2: Jan/90, 12
 Est.3: Jan/90, 28 Est.6: Jan/90, 1 Est.10: Jan/90, 4 Est.11: Jan/90, 7

Ordem Odonata

Família Coenagrionidae

Cercion lindenii - Selys

Est.1: Fev/89, 14 Est.5: Fev/89, 56 Est.6: Fev/89, 3 Est.8: Fev/89, 1 Est.10: Fev/89, 14
 Est.11: Fev/89, 4 Est.1: Abr/89, 28 Est.4: Abr/89, 4 Est.5: Abr/89, 19 Est.6: Abr/89, 7
 Est.8: Abr/89, 1 Est.10: Abr/89, 1 Est.5: Jun/89, 3 Est.8: Jun/89, 7 Est.9: Jun/89, 2
 Est.11: Jun/89, 1 Est.5: Ago/89, 1 Est.8: Ago/89, 7 Est.9: Ago/89, 2 Est.12: Ago/89, 2
 Est.1: Jan/90, 38 Est.10: Jan/90, 2 Est.1: Mai/90, 12 Est.7: Mai/90, 5 Est.1: Out/89, 9
 Est.5: Out/89, 1 Est.6: Out/89, 3 Est.7: Out/89, 3 Est.8: Out/89, 10 Est.11: Out/89, 2

Coenagrion caeruleescens - Fonsc.

Est.2: Fev/89, 1 Est.2: Abr/89, 1 Est.5: Abr/89, 1 Est.1: Mai/90, 2

Ischnura elegans - Linden

Est.1: Fev/89, 71 Est.4: Fev/89, 1 Est.5: Fev/89, 89 Est.6: Fev/89, 3 Est.7: Fev/89, 5
 Est.8: Fev/89, 5 Est.11: Fev/89, 1 Est.1: Abr/89, 128 Est.2: Abr/89, 15 Est.4: Abr/89, 3
 Est.5: Abr/89, 57 Est.6: Abr/89, 3 Est.8: Abr/89, 2 Est.11: Abr/89, 6 Est.1: Jun/89, 8
 Est.4: Jun/89, 3 Est.5: Jun/89, 4 Est.7: Jun/89, 2 Est.8: Jun/89, 18 Est.9: Jun/89, 3
 Est.12: Jun/89, 2 Est.5: Ago/89, 55 Est.7: Ago/89, 1 Est.8: Ago/89, 6 Est.9: Ago/89, 5
 Est.1: Jan/90, 10 Est.3: Jan/90, 4 Est.8: Jan/90, 8 Est.1: Mai/90, 15 Est.5: Mai/90, 1
 Est.6: Mai/90, 6 Est.7: Mai/90, 1 Est.1: Out/89, 4 Est.6: Out/89, 3 Est.7: Out/89, 3
 Est.8: Out/89, 11 Est.10: Out/89, 3 Est.11: Out/89, 1 Est.12: Out/89, 2

Família Aeshnidae

Aeshna sp.

Est.8: Abr/89, 1 Est.8: Jun/89, 1 Est.5: Ago/89, 7 Est.1: Jan/90, 1

Aeshna isosceles - Müller

Est.1: Jan/90, 2

Anax imperator - Leach

Est.1: Fev/89, 2

Família Gomphidae

Paragomphus genei - Selys

Est.1: Fev/89, 1 Est.9: Fev/89, 1 Est.11: Fev/89, 1 Est.9: Jun/89, 2 Est.9: Ago/89, 5
 Est.1: Mai/90, 1 Est.7: Out/89, 2

Família Libellulidae

Orthetrum albistylum - Selys

Est.6: Ago/89, 1

Orthetrum brunneum - Fonsc.

Est.7: Fev/89, 1 Est.1: Abr/89, 1 Est.1: Jan/90, 2 Est.1: Mai/90, 1

Orthetrum coerulescens - Fabricius

Est.1: Fev/89, 2



Crocothemis servilia - Drury, 1770

Est.1: Fev/89, 2 Est.5: Fev/89, 12 Est.8: Fev/89, 1 Est.1: Abr/89, 1 Est.5: Abr/89, 43
 Est.1: Jun/89, 1 Est.5: Jun/89, 2 Est.5: Ago/89, 219 Est.6: Ago/89, 1 Est.9: Ago/89, 5
 Est.1: Jan/90, 1 Est.1: Out/89, 1 Est.5: Out/89, 7 Est.6: Out/89, 1 Est.8: Out/89, 8

Sympetrum fonscolombi - Selys

Est.1: Fev/89, 1 Est.5: Fev/89, 13 Est.5: Abr/89, 1 Est.5: Ago/89, 11 Est.1: Jan/90, 1
 Est.5: Mai/90, 1

Sympetrum danae - Sulzer

Est.3: Abr/89, 1 Est.5: Abr/89, 4

Trithemis annulata - Palisot de Beauvais

Est.6: Ago/89, 1

Ordem Heteroptera

Família Corixidae

sub-família Corixinae

Corixa sp.

Est.8: Abr/89, 1 Est.1: Jun/89, 6 Est.5: Ago/89, 5

Família Naucoridae

sub-família Naucorinae

Naucoris maculatus - Fabricius, 1798

Est.1: Fev/89, 4 Est.5: Fev/89, 3 Est.1: Abr/89, 3 Est.5: Abr/89, 1 Est.6: Abr/89, 3
 Est.9: Abr/89, 1 Est.10: Abr/89, 1 Est.5: Jun/89, 2 Est.8: Jun/89, 2 Est.5: Ago/89, 3
 Est.6: Ago/89, 1 Est.8: Ago/89, 2 Est.12: Ago/89, 5 Est.1: Jan/90, 1 Est.1: Mai/90, 5

Família Nepidae

sub-família Nepinae

Nepa sp.

Est.8: Abr/89, 1 Est.1: Jun/89, 1

Família Notonectidae

sub-família Notonectinae

Noctonecta sp.

Est.5: Ago/89, 1 Est.6: Ago/89, 2

Família Pleidae

Plea leachi - McGreg. & Kirk.

Est.1: Fev/89, 16 Est.3: Fev/89, 10 Est.4: Fev/89, 2 Est.5: Fev/89, 118 Est.6: Fev/89, 154
 Est.7: Fev/89, 1 Est.8: Fev/89, 1 Est.9: Fev/89, 8 Est.12: Fev/89, 2 Est.1: Abr/89, 34
 Est.2: Abr/89, 15 Est.4: Abr/89, 4 Est.5: Abr/89, 101 Est.6: Abr/89, 60 Est.7: Abr/89, 20
 Est.8: Abr/89, 26 Est.9: Abr/89, 537 Est.10: Abr/89, 13 Est.11: Abr/89, 12 Est.12: Abr/89, 83
 Est.1: Jun/89, 4 Est.4: Jun/89, 10 Est.5: Jun/89, 27 Est.6: Jun/89, 20 Est.7: Jun/89, 170
 Est.8: Jun/89, 22 Est.9: Jun/89, 100 Est.10: Jun/89, 1 Est.11: Jun/89, 147 Est.12: Jun/89, 3
 Est.5: Ago/89, 36 Est.6: Ago/89, 964 Est.7: Ago/89, 364 Est.8: Ago/89, 10 Est.9: Ago/89, 163

Est.10: Ago/89, 29 Est.11: Ago/89,224 Est.12:Ago/89,4517 Est.1: Jan/90, 7 Est.2: Jan/90, 15
 Est.3: Jan/90, 3 Est.4: Jan/90, 4 Est.5: Jan/90, 12 Est.6: Jan/90, 7 Est.8: Jan/90, 24
 Est.10: Jan/90, 40 Est.1: Mai/90, 258 Est.3: Mai/90, 3 Est.4: Mai/90, 11 Est.5: Mai/90, 275
 Est.6: Mai/90, 596 Est.7: Mai/90,5265 Est.8: Mai/90,2728 Est.10: Mai/90, 12 Est.11: Mai/90,1982
 Est.12: Mai/90,350 Est.1: Out/90, 7 Est.4: Out/90, 4 Est.7: Out/90, 7 Est.8: Out/90, 24
 Est.10: Out/90, 10 Est.11: Out/90, 15 Est.12: Out/90, 7

Família Gerridae

Gerris najas - De Geer, 1773

Est.5: Jun/89, 2 Est.7: Jun/89, 3 Est.12: Jun/89, 1 Est.2: Ago/89, 1 Est.5: Ago/89, 8
 Est.3: Mai/90, 2 Est.6: Mai/90, 2

Família Veliidae sub-família Veliinae

Velia sp.

Est.3: Abr/89, 1 Est.10: Abr/89, 1 Est.11: Abr/89, 1 Est.5: Ago/89, 16 Est.8: Ago/89, 11
 Est.9: Ago/89, 5

Ordem Coleoptera Família Hygrobiidae

Hygrobia sp. (adulto)

Est.1: Jun/89, 2 Est.3: Ago/89, 1 Est.12: Ago/89, 2

Família Haliplidae

Peltodytes sp. (larva)

Est.1: Abr/89, 3 Est.6: Abr/89, 1

Peltodytes sp. (adulto)

Est.1: Abr/89, 1 Est.2: Abr/89, 4 Est.6: Abr/89, 1 Est.8: Abr/89, 1 Est.12: Abr/89, 1
 Est.6: Ago/89, 1 Est.8: Ago/89, 1 Est.12: Ago/89, 1 Est.1: Jan/90, 2 Est.1: Mai/90, 1

Halipus sp. (larva)

Est.1: Fev/89, 7 Est.3: Fev/89, 1 Est.6: Fev/89, 3 Est.7: Fev/89, 4 Est.8: Fev/89, 7
 Est.10: Fev/89, 5 Est.11: Fev/89, 1 Est.1: Abr/89, 34 Est.2: Abr/89, 5 Est.4: Abr/89, 1
 Est.7: Abr/89, 2 Est.8: Abr/89, 1 Est.1: Mai/90, 5 Est.2: Mai/90, 2

Halipus sp. (adulto)

Est.1: Abr/89, 2 Est.1: Jun/89, 15 Est.1: Mai/90, 3

Família Noteridae

Noterus sp. (adulto)

Est.3: Jun/89, 1 Est.11: Jun/89, 1 Est.12: Jun/89, 2 Est.8: Jan/90, 2 Est.5: Mai/90, 1

Família Laccophilidae

Laccophilus sp. (larva)

Est.1: Abr/89, 1 Est.1: Jun/89, 1 Est.6: Jun/89, 2 Est.1: Mai/90, 1 Est.6: Mai/90, 14
 Est.1: Out/90, 1

Família Hydroporidae

Hydroporus sp. (adulto)

Est.6: Abr/89, 1 Est.10: Abr/89, 1 Est.1: Jun/89, 47 Est.7: Jun/89, 1 Est.10: Mai/90, 1

Stictotarsus sp. (larva)

Est.4: Abr/89, 1 Est.6: Abr/89, 1 Est.6: Mai/90, 2

Família Colymbetidae

Copelatus sp. (adulto)

Est.4: Abr/89, 1 Est.12: Ago/89, 1 Est.3: Mai/90, 1

Agabus sp. (larva)

Est.2: Fev/89, 1 Est.3: Fev/89, 28 Est.4: Fev/89, 2 Est.6: Fev/89, 4 Est.7: Fev/89, 1
Est.8: Fev/89, 4 Est.9: Fev/89, 8 Est.10: Fev/89, 1 Est.11: Fev/89, 5 Est.12: Fev/89, 1
Est.2: Abr/89, 1 Est.3: Abr/89, 19 Est.5: Abr/89, 1 Est.8: Abr/89, 2 Est.10: Abr/89, 1
Est.11: Abr/89, 1 Est.1: Jan/90, 1 Est.2: Jan/90, 1

Agabus sp. (adulto)

Est.2: Fev/89, 1 Est.1: Ago/89, 1 Est.12: Ago/89, 3

Família Dytiscidae

Dytiscus sp. (adulto)

Est.1: Jun/89, 5 Est.5: Jun/89, 3 Est.9: Jun/89, 4 Est.5: Ago/89, 6 Est.9: Ago/89, 2
Est.12: Ago/89, 8 Est.5: Mai/90, 2 Est.6: Mai/90, 2 Est.1: Out/90, 1 Est.3: Out/90, 1

Família Ochthebiidae

Ochthebius sp. (adulto)

Est.1: Abr/89, 6 Est.5: Ago/89, 1 Est.9: Ago/89, 1 Est.12: Ago/89, 2 Est.1: Mai/90, 2

Família Hydrochidae

Hydrochus sp. (adulto 1)

Est.1: Abr/89, 1 Est.1: Jun/89, 1 Est.12: Ago/89, 2 Est.1: Mai/90, 2

Hydrochus sp. (adulto 2)

Est.2: Jun/89, 2

Família Berosidae

Berosus sp. (larva)

Est.3: Abr/89, 1

Família Hydrobiidae

Helochaeres sp. (larva)

Est.1: Abr/89, 1 Est.3: Abr/89, 2 Est.4: Abr/89, 1 Est.5: Abr/89, 3 Est.6: Abr/89, 1
Est.9: Abr/89, 1 Est.5: Ago/89, 24 Est.9: Ago/89, 1 Est.11: Ago/89, 2 Est.12: Ago/89, 37
Est.6: Mai/90, 1 Est.6: Out/90, 1

Família Hydrophidae

Hydrophilus sp. (adulto)

Est.4: Abr/89, 1 Est.1: Jun/89, 7 Est.3: Mai/90, 1 Est.8: Mai/90, 1

Hydrous sp. (larva)

Est.5: Abr/89, 7

Família Dryopidae

Dryops sp. (adulto)Est.1: Abr/89, 6 Est.3: Abr/89, 1 Est.4: Abr/89, 1 Est.3: Jun/89, 1 Est.3: Ago/89, 1
Est.3: Mai/90, 1*Helichus* sp. (larva)Est.3: Fev/89, 2 Est.9: Fev/89, 3 Est.10: Fev/89, 4 Est.11: Fev/89, 5 Est.12: Fev/89, 1
Est.3: Abr/89, 2 Est.9: Abr/89, 1 Est.1: Jan/90, 5 Est.3: Out/90, 3*Helichus* sp. (adulto 1)

Est.1: Jun/89, 1 Est.12: Ago/89, 2 Est.1: Jan/90, 1 Est.2: Out/90, 2 Est.3: Out/90, 4

Helichus sp. (adulto 2)

Est.1: Jun/89, 2 Est.1: Mai/90, 3

Família Elmidae

Dupophilus sp. (adulto)

Est.5: Ago/89, 1

Esolus sp. (larva)Est.3: Abr/89, 1 Est.6: Abr/89, 1 Est.9: Abr/89, 7 Est.10: Abr/89, 1 Est.1: Jun/89, 1
Est.6: Jun/89, 1 Est.7: Jun/89, 3 Est.12: Ago/89, 1 Est.7: Mai/90, 16*Limnius* sp. (adulto)

Est.1: Jun/89, 1

Oulimnius sp. (larva)Est.6: Fev/89, 1 Est.7: Fev/89, 8 Est.1: Abr/89, 6 Est.3: Abr/89, 64 Est.4: Abr/89, 6
Est.5: Abr/89, 1 Est.6: Abr/89, 49 Est.7: Abr/89, 106 Est.9: Abr/89, 52 Est.10: Abr/89, 1
Est.11: Abr/89, 5 Est.7: Jun/89, 4 Est.8: Jun/89, 5 Est.10: Jun/89, 2 Est.11: Jun/89, 1
Est.12: Ago/89, 1 Est.7: Mai/90, 16 Est.10: Mai/90, 2 Est.11: Mai/90, 21 Est.8: Out/90, 5*Oulimnius* sp. (adulto)Est.6: Fev/89, 3 Est.8: Fev/89, 6 Est.9: Fev/89, 4 Est.10: Fev/89, 38 Est.11: Fev/89, 1
Est.3: Abr/89, 3 Est.4: Abr/89, 2 Est.5: Abr/89, 2 Est.6: Abr/89, 8 Est.7: Abr/89, 21
Est.9: Abr/89, 11 Est.11: Abr/89, 1 Est.1: Jun/89, 5 Est.6: Jun/89, 2 Est.7: Jun/89, 2
Est.9: Jun/89, 8 Est.12: Jun/89, 3 Est.12: Ago/89, 1 Est.1: Jan/90, 1 Est.2: Jan/90, 3
Est.4: Jan/90, 1 Est.6: Jan/90, 1 Est.8: Jan/90, 2 Est.11: Jan/90, 8 Est.5: Mai/90, 3
Est.11: Mai/90, 3

Ordem Megaloptera

Família Sialidae

Sialis sp.

Est.1: Fev/89, 1 Est.6: Ago/89, 2

Ordem Trichoptera

Família Hydroptilidae

Oxyethira sp.

Est.7: Fev/89, 1 Est.2: Jan/90, 1

Hydroptila sp.

Est.6: Fev/89, 3 Est.7: Abr/89, 1

Família Rhyacophilidae

Rhyacophila sp.

Est.9: Abr/89, 1 Est.9: Abr/89, 1

Agraylea sp.Est.7: Fev/89, 6 Est.8: Fev/89, 5 Est.10: Fev/89, 1 Est.1: Abr/89, 1 Est.2: Abr/89, 1
Est.3: Abr/89, 1 Est.7: Abr/89, 7 Est.8: Jun/89, 4 Est.11: Jun/89, 1 Est.8: Mai/89, 1

Família Hydropsychidae

Hydropsyche sp.Est.12: Jun/89, 56 Est.1: Jan/90, 11 Est.6: Jan/90, 8 Est.10: Jan/90, 2 Est.5: Mai/89, 3
Est.6: Mai/89, 5 Est.7: Mai/89, 95 Est.8: Mai/89, 9 Est.12: Mai/89, 126 Est.11: Out/90, 2*Hydropsyche exocellata* - Dufour, 1841Est.6: Fev/89, 3 Est.7: Fev/89, 1 Est.8: Fev/89, 9 Est.9: Fev/89, 7 Est.10: Fev/89, 7
Est.11: Fev/89, 3 Est.7: Abr/89, 5 Est.9: Abr/89, 38 Est.12: Abr/89, 6 Est.1: Jun/89, 1
Est.5: Jun/89, 1 Est.7: Jun/89, 23 Est.8: Jun/89, 17 Est.9: Jun/89, 9 Est.10: Jun/89, 30
Est.11: Jun/89, 3 Est.1: Mai/89, 11 Est.6: Mai/89, 24 Est.7: Mai/89, 1157 Est.8: Mai/89, 290
Est.10: Mai/89, 27 Est.11: Mai/89, 525 Est.12: Mai/89, 997*Hydropsyche lobata* - McLachlan, 1884Est.4: Fev/89, 13 Est.6: Fev/89, 88 Est.7: Fev/89, 102 Est.8: Fev/89, 190 Est.9: Fev/89, 1090
Est.10: Fev/89, 662 Est.11: Fev/89, 516 Est.12: Fev/89, 3 Est.3: Abr/89, 1 Est.5: Abr/89, 2
Est.6: Abr/89, 9 Est.7: Abr/89, 46 Est.9: Abr/89, 167 Est.11: Abr/89, 2 Est.12: Abr/89, 12
Est.6: Jun/89, 6 Est.7: Jun/89, 26 Est.8: Jun/89, 89 Est.9: Jun/89, 13 Est.11: Jun/89, 7
Est.8: Jan/90, 2 Est.11: Jan/90, 1 Est.1: Mai/89, 14 Est.6: Mai/89, 92 Est.7: Mai/89, 1124
Est.8: Mai/89, 99 Est.10: Mai/89, 21 Est.11: Mai/89, 411 Est.12: Mai/89, 109 Est.8: Out/90, 7

Família Polycentropodidae

Plectrocnemia inflata - McLachlan, 1884

Est.1: Fev/89, 1 Est.8: Jun/89, 1

Família Psychomyiidae

Psychomyia cf. *pusilla* - Fabricius, 1781

Est.10: Abr/89, 1 Est.11: Mai/89, 1

Tinodes waeneri - Linneo, 1758

Est.8: Fev/89, 1

Família Ecnomidae

Ecnomus sp.Est.6: Jun/89, 3 Est.7: Jun/89, 1 Est.8: Jun/89, 6 Est.10: Jun/89, 3 Est.11: Jun/89, 14
Est.5: Ago/89, 1 Est.6: Ago/89, 1 Est.7: Ago/89, 1 Est.8: Ago/89, 5 Est.10: Ago/89, 2
Est.11: Ago/89, 4 Est.12: Ago/89, 2 Est.1: Mai/89, 3 Est.6: Mai/89, 2 Est.8: Mai/89, 2
Est.10: Mai/89, 2

Família Limnephilidae

Limnephilus sp.

Est.8: Fev/89, 1 Est.9: Fev/89, 1 Est.7: Abr/89, 4 Est.8: Abr/89, 1 Est.11: Abr/89, 1

Grammotaulius sp.

Est.6: Fev/89, 1 Est.7: Fev/89, 4 Est.10: Fev/89, 1 Est.1: Abr/89, 1 Est.6: Abr/89, 1
Est.7: Abr/89, 1 Est.7: Jun/89, 1

Mesophylax sp.

Est.3: Fev/89, 1 Est.9: Fev/89, 1

Ordem Lepidoptera

Est.8: Fev/89, 1 Est.9: Fev/89, 1 Est.1: Abr/89, 1 Est.8: Abr/89, 1 Est.9: Abr/89, 2
Est.10: Abr/89, 2 Est.11: Abr/89, 1 Est.5: Ago/89, 1 Est.1: Jan/90, 1

Ordem Diptera

Família Tipulidae

Est.1: Fev/89, 1 Est.2: Fev/89, 1 Est.8: Fev/89, 1 Est.9: Fev/89, 1 Est.1: Abr/89, 1
Est.5: Abr/89, 32 Est.6: Abr/89, 1 Est.9: Abr/89, 1 Est.3: Ago/89, 1 Est.9: Ago/89, 1
Est.5: Jan/90, 5 Est.6: Jan/90, 1 Est.6: Mai/90, 1

Família Limoniidae

Est.10: Fev/89, 1 Est.9: Abr/89, 1 Est.12: Abr/89, 1 Est.1: Jan/90, 1 Est.11: Jan/90, 1
Est.8: Mai/90, 1

Família Psychodidae

Est.6: Abr/89, 10 Est.7: Abr/89, 2 Est.3: Ago/89, 1 Est.5: Ago/89, 2 Est.7: Mai/90, 2
Est.8: Mai/90, 1

Família Ptychopteridae

Est.1: Jun/89, 1

Família Dixidae

Est.1: Fev/89, 3 Est.4: Fev/89, 1 Est.9: Fev/89, 3 Est.1: Abr/89, 3 Est.3: Abr/89, 4
Est.5: Abr/89, 2 Est.8: Abr/89, 1 Est.9: Abr/89, 4 Est.12: Abr/89, 1 Est.3: Mai/90, 4
Est.6: Mai/90, 1 Est.7: Mai/90, 3 Est.8: Mai/90, 1 Est.11: Mai/90, 2

Família Culicidae

Est.5: Abr/89, 8 Est.5: Jun/89, 4 Est.5: Ago/89, 1 Est.7: Out/89, 1

Família Simuliidae (larvas)

Est.1: Fev/89, 1 Est.2: Fev/89, 424 Est.3: Fev/89, 103 Est.4: Fev/89, 1425 Est.5: Fev/89, 6
Est.6: Fev/89, 88 Est.7: Fev/89, 614 Est.8: Fev/89, 324 Est.9: Fev/89, 787 Est.10: Fev/89, 1024
Est.11: Fev/89, 1240 Est.12: Fev/89, 188 Est.3: Abr/89, 76 Est.4: Abr/89, 21 Est.5: Abr/89, 20
Est.6: Abr/89, 76 Est.7: Abr/89, 349 Est.8: Abr/89, 2 Est.9: Abr/89, 380 Est.10: Abr/89, 5
Est.11: Abr/89, 24 Est.12: Abr/89, 397 Est.1: Jun/89, 2 Est.6: Jun/89, 1 Est.7: Jun/89, 6

Est.8: Jun/89, 18 Est.9: Jun/89, 67 Est.10: Jun/89, 92 Est.11: Jun/89,121 Est.12: Jun/89, 26
 Est.1: Jan/90, 54 Est.2: Jan/90, 447 Est.3: Jan/90, 1136 Est.4: Jan/90, 4 Est.5: Jan/90, 16
 Est.6: Jan/90, 109 Est.8: Jan/90, 21 Est.10: Jan/90, 40 Est.11: Jan/90, 80 Est.12: Jan/90, 1
 Est.6: Mai/90, 44 Est.7: Mai/90,1156 Est.8: Mai/90, 76 Est.10: Mai/90, 72 Est.11: Mai/90, 94
 Est.12: Mai/90, 59 Est.6: Out/89, 624 Est.7: Out/89,2243 Est.8: Out/89, 102 Est.10: Out/89, 55
 Est.11: Out/89, 345 Est.12: Out/89, 78

Simuliidae (ninfas)

Est.2: Fev/89, 8 Est.3: Fev/89, 15 Est.4: Fev/89, 17 Est.6: Fev/89, 6 Est.7: Fev/89, 104
 Est.8: Fev/89, 140 Est.9: Fev/89, 63 Est.10: Fev/89, 24 Est.11: Fev/89,368 Est.12: Fev/89, 6
 Est.3: Abr/89, 4 Est.5: Abr/89, 1 Est.6: Abr/89, 18 Est.7: Abr/89, 62 Est.9: Abr/89, 33
 Est.11: Abr/89, 15 Est.12: Abr/89, 4 Est.9: Jun/89, 4 Est.10: Jun/89, 2 Est.11: Jun/89, 1
 Est.12: Jun/89, 2 Est.1: Jan/90, 9 Est.2: Jan/90, 18 Est.4: Jan/90, 2 Est.6: Jan/90, 16
 Est.8: Jan/90, 19 Est.10: Jan/90, 10 Est.12: Jan/90, 1 Est.7: Mai/90, 88 Est.8: Mai/90, 274
 Est.10: Mai/90, 94 Est.11: Mai/90, 19 Est.12: Mai/90, 1 Est.6: Out/89, 784 Est.7: Out/89, 538
 Est.8: Out/89, 120

Família Chironomidae (larvas)

sub-família Tanypodinae

Est.1: Fev/89, 70 Est.2: Fev/89, 6 Est.3: Fev/89, 27 Est.4: Fev/89, 15 Est.5: Fev/89, 116
 Est.6: Fev/89, 51 Est.7: Fev/89, 4 Est.8: Fev/89, 29 Est.9: Fev/89, 15 Est.10: Fev/89, 2
 Est.11: Fev/89, 20 Est.12: Fev/89, 3 Est.1: Abr/89, 74 Est.2: Abr/89, 17 Est.3: Abr/89, 33
 Est.4: Abr/89, 21 Est.5: Abr/89, 120 Est.6: Abr/89, 394 Est.7: Abr/89, 11 Est.8: Abr/89, 2
 Est.9: Abr/89, 12 Est.11: Abr/89, 3 Est.12: Abr/89, 4 Est.1: Jun/89, 855 Est.2: Jun/89, 24
 Est.4: Jun/89, 14 Est.5: Jun/89, 12 Est.6: Jun/89, 48 Est.7: Jun/89, 2 Est.8: Jun/89, 3
 Est.9: Jun/89, 2 Est.11: Jun/89, 3 Est.5: Ago/89, 27 Est.6: Ago/89, 50 Est.7: Ago/89, 2
 Est.8: Ago/89, 9 Est.10: Ago/89, 1 Est.11: Ago/89, 2 Est.12: Ago/89, 5 Est.1: Jan/90, 1
 Est.2: Jan/90, 3 Est.1: Mai/90, 65 Est.2: Mai/90, 15 Est.3: Mai/90, 3 Est.5: Mai/90, 62
 Est.6: Mai/90, 8 Est.7: Mai/90, 104 Est.8: Mai/90, 19 Est.10: Mai/90, 13 Est.11: Mai/90, 59
 Est.12: Mai/90, 26 Est.1: Out/89, 13 Est.4: Out/89, 4 Est.5: Out/89, 12 Est.7: Out/89, 3
 Est.10: Out/89, 5 Est.11: Out/89, 6 Est.12: Out/89, 7

sub-família Corynoneurinae

Est.2: Fev/89, 3 Est.3: Fev/89, 5 Est.5: Fev/89, 7 Est.2: Abr/89, 6 Est.3: Abr/89, 9
 Est.5: Abr/89, 61 Est.11: Abr/89, 1 Est.8: Jun/89, 1 Est.1: Jan/90, 46 Est.2: Jan/90, 1
 Est.1: Mai/90, 3

sub-família Orthoclaadiinae

Est.1: Fev/89, 30 Est.2: Fev/89, 67 Est.3: Fev/89, 349 Est.4: Fev/89, 421 Est.5: Fev/89, 127
 Est.6: Fev/89, 284 Est.7: Fev/89, 684 Est.8: Fev/89,1358 Est.9: Fev/89, 547 Est.10: Fev/89,451
 Est.11: Fev/89,736 Est.12: Fev/89, 70 Est.1: Abr/89, 84 Est.2: Abr/89, 120 Est.3: Abr/89, 291
 Est.4: Abr/89, 49 Est.5: Abr/89, 132 Est.6: Abr/89, 882 Est.7: Abr/89,1075 Est.8: Abr/89, 9
 Est.9: Abr/89, 521 Est.10: Abr/89, 9 Est.11: Abr/89, 28 Est.12: Abr/89, 89 Est.2: Jun/89, 5
 Est.3: Jun/89, 4 Est.4: Jun/89, 1 Est.5: Jun/89, 4 Est.6: Jun/89, 21 Est.7: Jun/89, 18
 Est.8: Jun/89, 31 Est.9: Jun/89, 29 Est.10: Jun/89, 12 Est.11: Jun/89, 14 Est.12: Jun/89, 7
 Est.3: Ago/89, 1 Est.4: Ago/89, 5 Est.5: Ago/89, 29 Est.6: Ago/89, 2 Est.7: Ago/89, 2

Est.9: Ago/89, 3 Est.10: Ago/89, 1 Est.12: Ago/89, 1 Est.1: Jan/90, 4 Est.2: Jan/90, 78
 Est.3: Jan/90, 334 Est.4: Jan/90, 22 Est.5: Jan/90, 14 Est.6: Jan/90, 41 Est.8: Jan/90, 67
 Est.10: Jan/90, 31 Est.11: Jan/90, 33 Est.12: Jan/90, 1 Est.1: Mai/90, 4 Est.2: Mai/90, 7
 Est.3: Mai/90, 1 Est.4: Mai/90, 66 Est.5: Mai/90, 284 Est.6: Mai/90, 45 Est.7: Mai/90, 2782
 Est.8: Mai/90, 76 Est.10: Mai/90, 47 Est.11: Mai/90, 1112 Est.12: Mai/90, 179 Est.1: Out/89, 7
 Est.2: Out/89, 1 Est.3: Out/89, 12 Est.4: Out/89, 6 Est.5: Out/89, 3 Est.6: Out/89, 22
 Est.7: Out/89, 44 Est.8: Out/89, 79 Est.10: Out/89, 38 Est.11: Out/89, 191 Est.12: Out/89, 14

sub-familia Chironominae

Est.1: Fev/89, 65 Est.2: Fev/89, 71 Est.3: Fev/89, 203 Est.4: Fev/89, 133 Est.5: Fev/89, 129
 Est.6: Fev/89, 215 Est.7: Fev/89, 692 Est.8: Fev/89, 1110 Est.9: Fev/89, 608 Est.10: Fev/89, 315
 Est.11: Fev/89, 439 Est.12: Fev/89, 90 Est.1: Abr/89, 114 Est.2: Abr/89, 470 Est.3: Abr/89, 41
 Est.4: Abr/89, 20 Est.5: Abr/89, 138 Est.6: Abr/89, 454 Est.7: Abr/89, 363 Est.8: Abr/89, 9
 Est.9: Abr/89, 39 Est.10: Abr/89, 3 Est.11: Abr/89, 11 Est.12: Abr/89, 16 Est.1: Jun/89, 66
 Est.2: Jun/89, 3 Est.4: Jun/89, 19 Est.5: Jun/89, 15 Est.6: Jun/89, 22 Est.7: Jun/89, 14
 Est.8: Jun/89, 78 Est.9: Jun/89, 43 Est.10: Jun/89, 11 Est.11: Jun/89, 29 Est.12: Jun/89, 15
 Est.4: Ago/89, 2 Est.5: Ago/89, 24 Est.6: Ago/89, 12 Est.7: Ago/89, 9 Est.8: Ago/89, 129
 Est.9: Ago/89, 25 Est.10: Ago/89, 8 Est.11: Ago/89, 17 Est.12: Ago/89, 153 Est.1: Jan/90, 7
 Est.2: Jan/90, 3 Est.3: Jan/90, 2 Est.6: Jan/90, 7 Est.8: Jan/90, 10 Est.10: Jan/90, 7
 Est.12: Jan/90, 17 Est.1: Mai/90, 201 Est.2: Mai/90, 3 Est.3: Mai/90, 4 Est.4: Mai/90, 101
 Est.5: Mai/90, 56 Est.6: Mai/90, 644 Est.7: Mai/90, 2653 Est.8: Mai/90, 999 Est.10: Mai/90, 38
 Est.11: Mai/90, 544 Est.12: Mai/90, 139 Est.1: Out/90, 18 Est.2: Out/90, 1 Est.4: Out/90, 14
 Est.5: Out/90, 18 Est.6: Out/90, 28 Est.7: Out/90, 14 Est.8: Out/90, 74 Est.10: Out/90, 21
 Est.11: Out/90, 43 Est.12: Out/90, 17

Tribo Crironomini

Chironomus gr. plumosus

Est.2: Fev/89, 2 Est.4: Fev/89, 4 Est.6: Fev/89, 1 Est.7: Fev/89, 2 Est.8: Fev/89, 4
 Est.11: Fev/89, 6 Est.1: Abr/89, 8 Est.2: Abr/89, 39 Est.4: Abr/89, 1 Est.10: Abr/89, 1
 Est.11: Abr/89, 2 Est.1: Jun/89, 18 Est.2: Jun/89, 2 Est.3: Jun/89, 2 Est.4: Jun/89, 2
 Est.8: Jun/89, 5 Est.3: Ago/89, 1 Est.4: Ago/89, 72 Est.8: Ago/89, 1 Est.9: Ago/89, 2
 Est.12: Ago/89, 2 Est.1: Jan/90, 1 Est.10: Jan/90, 1 Est.1: Mai/90, 15 Est.6: Mai/90, 6
 Est.7: Mai/90, 42 Est.8: Mai/90, 4 Est.10: Mai/90, 2 Est.1: Out/90, 1 Est.2: Out/90, 16
 Est.3: Out/90, 1 Est.4: Out/90, 15 Est.7: Out/90, 1

Chironomus gr. thummi

Est.2: Ago/89, 4 Est.3: Ago/89, 8 Est.4: Ago/89, 6 Est.11: Mai/90, 1 Est.2: Out/90, 4
 Est.4: Out/90, 5 Est.6: Out/90, 1 Est.12: Out/90, 1

Chironomidae (ninfas)

Est.1: Fev/89, 11 Est.4: Fev/89, 5 Est.5: Fev/89, 1 Est.8: Fev/89, 79 Est.9: Fev/89, 3
 Est.10: Fev/89, 3 Est.11: Fev/89, 28 Est.1: Abr/89, 31 Est.2: Abr/89, 13 Est.3: Abr/89, 12
 Est.4: Abr/89, 8 Est.5: Abr/89, 152 Est.6: Abr/89, 80 Est.7: Abr/89, 88 Est.8: Abr/89, 1
 Est.9: Abr/89, 26 Est.10: Abr/89, 2 Est.11: Abr/89, 5 Est.12: Abr/89, 4 Est.1: Jun/89, 6
 Est.6: Jun/89, 5 Est.7: Jun/89, 5 Est.8: Jun/89, 10 Est.9: Jun/89, 20 Est.10: Jun/89, 6
 Est.11: Jun/89, 26 Est.12: Jun/89, 4 Est.3: Ago/89, 3 Est.5: Ago/89, 18 Est.6: Ago/89, 11
 Est.8: Ago/89, 6 Est.11: Ago/89, 1 Est.12: Ago/89, 15 Est.1: Jan/90, 7 Est.2: Jan/90, 2
 Est.6: Jan/90, 1 Est.8: Jan/90, 1 Est.12: Jan/90, 1 Est.1: Mai/90, 9 Est.3: Mai/90, 1

Est.4: Mai/90, 2 Est.5: Mai/90, 41 Est.6: Mai/90, 28 Est.7: Mai/90, 192 Est.8: Mai/90, 89
 Est.10: Mai/90, 9 Est.11: Mai/90, 106 Est.12: Mai/90, 23 Est.7: Out/90, 1 Est.8: Out/90, 11
 Est.10: Out/90, 1

Família Ceratopogonidae

Est.2: Fev/89, 1 Est.3: Fev/89, 1 Est.4: Fev/89, 3 Est.6: Fev/89, 3 Est.8: Fev/89, 5
 Est.10: Fev/89, 4 Est.11: Fev/89, 3 Est.12: Fev/89, 1 Est.1: Abr/89, 10 Est.2: Abr/89, 9
 Est.3: Abr/89, 21 Est.4: Abr/89, 8 Est.5: Abr/89, 101 Est.6: Abr/89, 93 Est.7: Abr/89, 30
 Est.9: Abr/89, 7 Est.12: Abr/89, 1 Est.4: Jun/89, 1 Est.5: Jun/89, 1 Est.7: Jun/89, 2
 Est.8: Jun/89, 1 Est.9: Jun/89, 3 Est.11: Jun/89, 2 Est.12: Jun/89, 1 Est.5: Ago/89, 2
 Est.6: Ago/89, 30 Est.8: Ago/89, 1 Est.9: Ago/89, 1 Est.10: Ago/89, 1 Est.12: Ago/89, 34
 Est.1: Jan/90, 1 Est.4: Jan/90, 1 Est.11: Jan/90, 1 Est.6: Mai/90, 4 Est.7: Mai/90, 6
 Est.8: Mai/90, 1 Est.11: Mai/90, 6 Est.1: Out/90, 1 Est.11: Out/90, 6 Est.12: Out/90, 3

Família Empididae

Est.7: Fev/89, 1 Est.8: Fev/89, 1 Est.12: Jun/89, 1 Est.11: Mai/90, 3

Família Dolichopodidae

Est.1: Fev/89, 3 Est.7: Fev/89, 1 Est.9: Fev/89, 2 Est.10: Fev/89, 1 Est.1: Abr/89, 4
 Est.2: Abr/89, 1 Est.3: Abr/89, 1 Est.5: Abr/89, 19 Est.12: Abr/89, 1 Est.5: Jun/89, 4
 Est.7: Jun/89, 1 Est.5: Ago/89, 16 Est.2: Jan/90, 1 Est.2: Mai/90, 1 Est.7: Mai/90, 1
 Est.11: Mai/90, 1 Est.12: Out/90, 1

Família Tabanidae

Est.1: Fev/89, 2 Est.2: Fev/89, 1 Est.3: Fev/89, 1 Est.6: Fev/89, 1 Est.7: Fev/89, 4
 Est.8: Fev/89, 2 Est.9: Fev/89, 1 Est.10: Fev/89, 2 Est.1: Abr/89, 4 Est.5: Abr/89, 1
 Est.9: Abr/89, 1 Est.12: Abr/89, 1 Est.9: Jun/89, 1 Est.9: Ago/89, 1 Est.12: Ago/89, 13
 Est.1: Jan/90, 2 Est.1: Out/90, 1 Est.7: Out/90, 1

Família Ephydriidae

Est.5: Abr/89, 3 Est.6: Abr/89, 5 Est.5: Jun/89, 2 Est.5: Ago/89, 3 Est.6: Mai/90, 1
 Est.7: Mai/90, 3

Família Anthomidae

Est.1: Fev/89, 6 Est.9: Fev/89, 1 Est.11: Fev/89, 2 Est.6: Abr/89, 8 Est.6: Mai/90, 1
 Est.7: Mai/90, 19 Est.8: Mai/90, 1 Est.11: Mai/90, 7

ANEXO I - Riqueza taxonómica, abundância, diversidade e equitabilidade em cada estação de colheita e para todos os períodos de amostragem

Mês de Fevereiro 1989

Estações	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12
Riq. taxon. (Nº de esp.)	43	25	34	31	34	43	46	48	45	37	39	22
Abund. (Nº de ind.)	792	740	1324	3515	2553	2752	3256	3967	4024	3264	4241	514
Diversidade (bits)	4,18	2,39	3,17	2,35	3,47	3,97	3,29	3,07	3,20	3,06	3,15	2,81
Equitabilidade	0,77	0,51	0,62	0,47	0,68	0,73	0,60	0,55	0,58	0,59	0,60	0,63

Mês de Abril 1989

Estações	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12
Riq. taxon. (Nº de esp.)	57	37	45	35	51	47	41	25	42	24	34	24
Abund. (Nº de ind.)	2304	1768	1655	706	2873	4181	3064	140	2614	81	584	926
Diversidade (bits)	3,97	3,33	3,84	3,13	3,89	3,62	3,53	3,37	3,44	3,93	2,09	2,53
Equitabilidade	5,83	5,21	5,49	5,13	5,67	5,56	5,36	4,64	5,39	4,59	5,09	4,59

Mês de Junho 1989

Estações	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12
Riq. taxon. (Nº de esp.)	37	17	13	15	27	30	42	42	33	19	33	26
Abund. (Nº de ind.)	1267	254	181	3532	175	353	836	1227	898	558	1814	909
Diversidade (bits)	2,07	2,67	1,34	0,76	3,50	3,75	4,11	4,32	3,19	3,25	3,06	2,37
Equitabilidade	0,40	0,65	0,36	0,20	0,74	0,76	0,76	0,80	0,63	0,76	0,61	0,51



Mês de Agosto 1989

Estações	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12
Riq. taxon. (N° de esp.)	-	5	11	10	45	30	16	21	23	10	13	36
Abund. (N° de ind.)	-	193	135	143	936	1469	634	245	319	66	558	6046
Diversidade (bits)	-	1,08	1,51	2,16	3,85	1,77	1,49	2,74	2,45	2,38	1,90	1,39
Equitabilidade	-	0,47	0,44	0,65	0,70	0,36	0,37	0,62	0,54	0,72	0,51	0,27

Mês de Janeiro 1990

Estações	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12
Riq. taxon. (N° de esp.)	52	28	19	14	18	24	-	19	-	29	15	8
Abund. (N° de ind.)	1112	823	1868	486	482	554	-	251	-	687	505	27
Diversidade (bits)	3,86	2,64	1,97	1,85	2,61	3,24	-	3,35	-	3,12	1,70	1,96
Equitabilidade	0,68	0,55	0,46	0,49	0,63	0,71	-	0,79	-	0,64	0,44	0,65

Mês de Maio 1990

Estações	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12
Riq. taxon. (N° de esp.)	45	14	20	13	25	42	41	37	-	24	37	18
Abund. (N° de ind.)	2044	146	178	310	1340	3382	18521	5910	-	866	7909	2762
Diversidade (bits)	3,91	3,03	2,01	2,68	2,94	3,24	3,22	2,76	-	3,54	3,34	2,98
Equitabilidade	0,71	0,80	0,46	0,72	0,63	0,60	0,60	0,53	-	0,77	0,64	0,71

Mês de Outubro 1990

Estações	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12
Riq. taxon. (N° de esp.)	25	16	12	11	14	22	28	25	-	17	21	14
Abund. (N° de ind.)	175	151	100	165	219	1558	3024	639	-	201	915	271
Diversidade (bits)	4,13	2,69	3,07	2,25	2,20	1,65	1,35	3,66	-	3,18	2,72	2,86
Equitabilidade	0,89	0,67	0,86	0,65	0,58	0,37	0,28	0,79	-	0,78	0,62	0,75