



UNIVERSIDADE DE COIMBRA
FACULDADE DE CIÊNCIAS E TECNOLOGIA
Departamento de Ciências da Terra

Hidrogeologia e Biomonitorização de aquíferos freáticos – estudo da área de Condeixa-a-Nova e Soure

Joana Sotaia Campos

Mestrado em Geociências
Recursos Geológicos

Orientação científica

Prof. Doutor João António Mendes Serra Pratas, Faculdade Ciências e Tecnologia
Universidade de Coimbra

Prof. Doutor José Manuel Martins de Azevedo, Faculdade Ciências e Tecnologia
Universidade de Coimbra

Setembro, 2013

“Serpenteia entre vales, brota do solo em frondosas nascentes, cai das alturas em apetecíveis cascatas ou instala-se nas planícies formando espelhos que reflectem a paisagem circunvizinha. Refresca-nos a alma e o corpo. Sacia-nos. Surge nos gestos diários, de forma tão natural, que só na sua ausência sentimos o quanto é indispensável. Gostamos de nela mergulhar ou de lhe descobrir os segredos na profundidade dos oceanos. De velejar sobre ela. De a ver inundar os campos de cultivo conduzida pela mão humana.”

In “Livro da Água”

*Por opção do autor, esta dissertação foi escrita segundo as regras anteriores ao novo acordo ortográfico

Resumo

O presente estudo apresenta a hidrogeologia de aquíferos superiores não-confinados nas zonas de Rebolia, Relves e Tapéus (concelhos de Condeixa-a-Nova e Soure), a caracterização hidroquímica das massas de água locais e uso de biomonitores para detecção de anomalias de U.

Nos locais estudados evoluem aquíferos aluvionares com reduzida expressão, cujo fluxo hídrico efectua-se grosseiramente segundo o sentido de escoamento superficial e apresenta uma importante relação hidrodinâmica com as massas de água superficiais.

Para a caracterização hidroquímica amostraram-se águas subterrâneas e superficiais e determinou-se o HCO_3^- e o Cl^- por técnicas de titulação, o NO_3^- , SO_4^{2-} e PO_4^{3-} por técnicas de espectrofotometria de varrimento do ultravioleta, o Ca, Mg, Na, K, Cu, Pb, Zn, Cr, Ni, Co, Cd e As por técnicas de espectrofotometria de absorção atómica e o U por técnicas de fluorimetria.

No geral as águas apresentam condutividades eléctricas moderadas (252 a $1163\mu\text{s}/\text{cm}$) e pH neutros a ligeiramente básicos (6,5 a 8). Incluem-se na fácies bicarbonatada-cálcica.

O fundo hidrogeoquímico em U é de $1,62\ \mu\text{g}/\text{L}$. Identificaram-se três locais anómalos relativamente aos valores de U que podem atingir até $83,3\ \mu\text{g}/\text{L}$, todos situados na zona da Rebolia.

Com vista a uma possível identificação de anomalias uraníferas foram efectuados dois tipos de biomonitorização: uma activa utilizando a *Fontinalis antipyretica*; e outra passiva utilizando a *Lemna minor*, que é a espécie mais comum neste tipo de ambientes. Esta biomonitorização foi aplicada apenas para o U, cuja técnica analítica aplicada foi a fluorimetria. Destas duas metodologias verificou-se que a biomonitorização activa forneceu melhores resultados, embora ambos os tipos de biomonitorização foram considerados eficazes.

As áreas anómalas apresentaram valores de U na *Fontinalis antipyretica* que podem atingir até $39\ \text{mg}/\text{kg}$ e na *Lemna minor* até $11\ \text{mg}/\text{kg}$, enquanto o background para cada uma é de $0,422\ \text{mg}/\text{kg}$ e $0,429\ \text{mg}/\text{kg}$, respectivamente.

Palavras-chave: Condeixa-a-Nova e Soure; Hidrogeologia; Hidroquímica; Urânio; Biomonitorização; *Fontinalis antipyretica* e *Lemna minor*

Abstract

This study presents the hydrogeology of higher non-confined aquifers in the zones of Rebolia, Relves and Tapéus (municipalities of Condeixa-a-Nova and Soure), the hydrochemical characterization of local water bodies and the use of biomonitors for detection of U anomalies.

In the studied areas there evolve alluvial aquifers with reduced expression whose water flow takes place according to the direction of surface runoff and has an important hydrodynamic relationship with the surface water bodies.

For the hydrochemical characterization we sampled ground and surface waters and we determined HCO_3^- and Cl^- by titration techniques, NO_3^- , SO_4^{2-} and PO_4^{3-} by spectrophotometry techniques of ultraviolet scanning, Ca, mg, Na, K, Cu, Pb, Zn, Cr, Ni, Co, Cd and As by spectrophotometry techniques of atomic absorption and U by fluorimetry techniques.

In general the waters present moderate EC, neutral to slightly basic pH. They are included in the bicarbonate-calcic facies.

The hydrogeochemical background in U is 1,62 $\mu\text{g/L}$. We identified three anomalous spots concerning U values, that can reach up to 83,3 $\mu\text{g/L}$, all within the area of Rebolia.

In order to identify possible U anomalies, two types of biomonitoring were carried out: an active one using *Fontinalis antipyretica*; and the other, passive, using *Lemna minor*, which is the most common species in this type of environments. This biomonitoring was applied only to U, whose analytical technique applied was fluorimetry. Of these two methods the active biomonitoring provided better results, but both types were considered efficient.

The anomalous areas showed values of U in *Fontinalis antipyretica* which can reach up to 39 mg/kg and in *Lemna minor* up to 11 mg/kg, while the background for each one is 0.422 mg/kg and 0,429 mg/kg, respectively.

Keywords: Condeixa-a-Nova and Soure, Hydrogeology; Hydrochemistry; Uranium; Biomonitoring; *Fontinalis antipyretica* and *Lemna minor*

Agradecimentos

Gostaria de agradecer a contribuição e o apoio de várias pessoas e instituições sem as quais este trabalho não teria sido realizado.

Ao Professor Doutor João Pratas por toda a atenção e ensinamentos ao longo do mestrado, pelas dicas e sugestões que deu durante a realização deste trabalho e pela disponibilidade que sempre teve para tirar as minhas dúvidas e ajudar quando precisava.

Ao Professor Doutor José Manuel Azevedo pelos ensinamentos ao longo do mestrado, pelas dicas preciosas no início para seleccionar os locais de amostragem e para estruturar o trabalho e ainda pelas sugestões e reparos que deu até à conclusão do mesmo.

Ao Departamento de Ciências da Terra da Universidade de Coimbra, na pessoa do Professor Doutor Alcides Pereira, enquanto director do Departamento, pelo empréstimo de material para levar para o campo.

A todos os professores, que ao longo destes anos contribuíram para a minha formação académica e a todos os funcionários do Departamento de Ciências da Terra, em particular à Doutora Cristina Brojo e à Dona Conceição pela disponibilidade e ajuda de pesquisa bibliográfica.

Ao Engenheiro Augusto Bento Filipe da Unidade de Recursos Minerais e Geofísica – URMG do Laboratório Nacional de Energia e Geologia pela cedência de bibliografia da área de estudo.

A todos os meus amigos e colegas de curso pelo companheirismo e pelo incentivo que me deram para a realização deste trabalho, em particular à Daniela Henriques, João Carreira, Liliana Sá, Marta Mateus, Marta Reis e Tânia Soares pela ajuda no trabalho de campo e laboratorial.

Um especial agradecimento ao Igor pela incansável ajuda que deu ao longo deste último ano desde o início até ao fim deste trabalho, pelas idas ao campo, ajuda no trabalho laboratorial, sugestões, críticas e observações.

À minha mãe e à Andreia Castro pela ajuda na formatação dos textos.

Às minhas meninas pela amizade e por todos estes anos juntas nas vitórias e nas derrotas.

À minha família, em particular às minhas avós e ao Pedro e em especial aos meus pais por todo o apoio ao longo dos anos, por nunca me faltarem com nada e por me darem sempre força em todos os momentos e nunca me deixarem desistir.

A todos muito obrigada!

Índice

Resumo	ii
Abstract	iii
Agradecimentos	iv
Índice de figuras	viii
Índice de tabelas	xii
Capítulo 1 – Introdução	1
1.1 – Importância e enquadramento do tema estudado	1
1.2 – Zonas de estudo	3
1.3 – Objectivos	3
1.4 – Estudos anteriores	3
Capítulo 2 – Enquadramento geral dos locais estudados	5
2.1 – Geográfico e administrativo	5
2.2 – Topográfico e geomorfológico	6
2.3 – Hidrográfico e climatológico	9
2.3.1 – Hidrográfico	9
2.3.2 – Climatológico	10
2.4 – Geológico	12
2.4.1 – Geologia regional	12
2.4.2 – Geologia local	14
2.5 – Uso e ocupação do solo	17
Capítulo 3 – Biomonitorização	19
3.1 – Características de um biomonitor	19
3.2 – Mecanismos de acumulação	20
3.2.1 – Bioadsorção	20
3.2.2 – Bioacumulação	21
3.3 – Escolha dos biomonitores	22

3.3.1 – <i>Fontinalis antipyretica</i>	22
3.3.2 – <i>Lemna minor</i>	25
Capítulo 4 – Metodologias	27
4.1 – Actividades de campo	27
4.1.1 – Recolha e acondicionamento das amostras	29
4.2 – Trabalho laboratorial	31
4.2.1 – Tratamento das amostras	31
4.2.2 – Métodos analíticos	31
4.2.2.1 – Titulação com ácido sulfúrico	32
4.2.2.2 – Método argentométrico	33
4.2.2.3 – Espectrofotometria de varrimento do ultravioleta	33
4.2.2.4 – Método fluorimétrico	34
4.2.2.5 – Espectrofotometria de absorção atómica	35
4.3 – Análise estatística	37
4.3.1 – Correlação entre as variáveis	37
4.3.2 – Análise em componentes principais (ACP)	37
Capítulo 5 – Caracterização hidrogeológica	39
5.1 – Hidrogeologia regional	39
5.1.1 – Sistema aquífero do Lourçal	40
5.1.2 – Sistema aquífero Sicó-Alvaiázere	41
5.2 – Hidrogeologia local - Aquíferos aluvionares	42
5.2.1 – Pontos de água reconhecidos e medições in situ	42
5.2.2 – Piezometria e Hidrodinâmica aquífera	44
5.2.3 – Modelo hidrogeológico conceptual	47
Capítulo 6 – Hidroquímica e Biomonitorização das águas	49
6.1 – Química das águas	49
6.1.1 – Composição físico-química das águas	49
6.1.1.1 – Temperatura	52
6.1.1.2 – Condutividade eléctrica - CE	53
6.1.1.3 – pH	54
6.1.1.4 – Principais constituintes químicos	54
6.1.1.5 – Classificação Hidroquímica de Piper	60
6.1.1.6 – Elementos vestigiais	62

6.1.2 – Correlação entre as variáveis	67
6.1.3 – Análise em Componentes Principais (ACP)	70
6.1.3.1 – Primeira colheita (Novembro)	71
6.1.3.2 – Segunda colheita (Maio)	74
6.2 – Biomonitorização de U	79
6.2.1 – Acumulação de U	80
6.2.2 – Correlação entre as variáveis e ACP	82
6.2.3 – Influência do pH	87
Capítulo 7 – Conclusões e Recomendações	91
Bibliografia	93
ANEXOS	96

Índice de Figuras

Figura 2.1 – Enquadramento geográfico e administrativo da área em estudo na NUT III - Baixo Mondego	5
Figura 2.2 – Localização geográfica do local em estudo	6
Figura 2.3 – Excerto da Carta Militar, Folha nº 250 - Soure, na escala 1/25 000 com localização dos sítios estudados	7
Figura 2.4 – Mapa com as classes de relevo (m) da região em estudo	8
Figura 2.5 – Bacia hidrográfica do rio Mondego com localização da área em estudo	9
Figura 2.6 – Rede hidrográfica nos domínios em estudo: limite verde - afluentes do Rio de Mouros; laranja - Ribeira da Milhariça; roxo - Ribeira da Venda Nova	10
Figura 2.7 – Variação da temperatura média anual na área em estudo	11
Figura 2.8 – Variação da precipitação média anual para a área em estudo	11
Figura 2.9 – Variação da evapotranspiração real média anual para a área em estudo	12
Figura 2.10 – Localização da área de estudo na Orla Mesocenozóica Ocidental Portuguesa	12
Figura 2.11 – Mapa geológico da área envolvente do local de estudo	14
Figura 2.12 – Unidades aflorantes na área de estudo: A – Arenitos finos de Lousões; B – Arenitos do Carrascal; C – contacto entre Arenitos finos de Lousões (AL) e Calcários apinhoados da Costa de Arnes (CA)	17
Figura 2.13 – Representação do uso e ocupação do solo na região estudada: A – imagem do <i>Google earth</i> , 2013; B – Zonografia delimitada sobre um excerto da Carta Militar folha nº 250-Soure	18
Figura 3.1 – <i>Fontinalis antipyretica</i>	23
Figura 3.2 – <i>Lemna minor</i>	25
Figura 4.1 – Mapa com os pontos de amostragem de águas, plantas e profundidades	28
Figura 4.2 – Aparelho multi-parâmetros WTW utilizado nas medições de campo	29
Figura 4.3 – Amostrador para recolha das amostras de água subterrânea	30
Figura 4.4 – Explante de <i>Fontinalis antipyretica</i>	30
Figura 4.5 – Titulação com ácido sulfúrico	32
Figura 4.6 – Método argentométrico	33
Figura 4.7 – Espectrofotómetro de varrimento de UV-V	34
Figura 4.8 – Fluorímetro Fluorat 02-2M	35
Figura 4.9 – Espectrofotómetro de absorção atómica	36
Figura 4.10 – Microondas multiwave 3000 da Anton Paar	37
Figura 5.1 – Localização da área em estudo na Unidade hidrogeológica da Orla Ocidental	39
Figura 5.2 – Localização da área de estudo no Sistema Aquífero do Louriçal	40

Figura 5.3 – Localização da área de estudo no sistema aquífero Sicó-Alvaiázere	41
Figura 5.4 – Distribuição espacial dos pontos de água selecionados na área em estudo	43
Figura 5.5 – Carta piezométrica para o aquífero aluvionar da zona da Rebolia (registos de campo de Novembro de 2012)	45
Figura 5.6 – Carta piezométrica para o aquífero aluvionar da zona de Relves (registos de campo de Novembro de 2012).	46
Figura 5.7. – Carta piezométrica para o aquífero aluvionar da zona de Tapéus (registos de campo de Novembro de 2012)	47
Figura 6.1 – Variação sazonal da temperatura nas águas da área de estudo	53
Figura 6.2 – Variação sazonal da condutividade eléctrica nas águas da área de estudo	53
Figura 6.3 – Variação sazonal do pH das águas da área de estudo	54
Figura 6.4 – Variação sazonal das concentrações de bicarbonato nas águas da área de estudo	55
Figura 6.5 – Variação sazonal das concentrações de cloreto nas águas da área de estudo	55
Figura 6.6 – Variação sazonal das concentrações de nitrato nas águas da área de estudo	56
Figura 6.7 – Variação sazonal das concentrações de sulfato nas águas da área de estudo	57
Figura 6.8 – Variação sazonal das concentrações de fosfato nas águas da área de estudo	57
Figura 6.9 – Variação sazonal das concentrações do cálcio nas águas da área de estudo	58
Figura 6.10 – Variação sazonal das concentrações do magnésio nas águas da área de estudo	58
Figura 6.11 – Variação sazonal das concentrações do sódio nas águas da área de estudo	59
Figura 6.12 – Variação sazonal das concentrações do potássio nas águas da área de estudo	60
Figura 6.13 – Classificação em Diagramas de Piper das águas da área de estudo: a) – Rebolia 1ª Colheita; b) – Rebolia 2ª Colheita; c) – Relves 1ª Colheita; d) – Relves 2ª Colheita	61
Figura 6.13 (cont.) – Diagramas de Piper das águas da área de estudo: e) – Tapéus 1ª Colheita; f) – Tapéus 2ª Colheita	62
Figura 6.14 – Variação sazonal das concentrações de cobre nas águas da área de estudo	63
Figura 6.15 – Variação sazonal das concentrações de chumbo nas águas da área de estudo	63
Figura 6.16 – Variação sazonal das concentrações de crómio nas águas da área de estudo	64
Figura 6.17 – Variação sazonal das concentrações de níquel nas águas da área de estudo	64
Figura 6.18 – Variação sazonal das concentrações de cobalto nas águas da área de estudo	65

Figura 6.19 – Variação sazonal das concentrações de cádmio nas águas da área de estudo	65
Figura 6.20 – Variação sazonal das concentrações de arsénio nas águas da área de estudo	66
Figura 6.21 – Variação sazonal das concentrações de urânio nas águas da área de estudo	67
Figura 6.22 – Projecção das variáveis determinadas nas águas da 1ª colheita (Novembro) no 1º (F1/F2), 2º (F1/F3), 3º (F1/F4), 5º (F1/F6) e 6º (F1/F7) planos factoriais	72
Figura 6.24 – Projecção das amostras de água da 1ª colheita (Novembro) no primeiro plano factorial (amostras P1 e P30 em suplementar)	74
Figura 6.25 – Projecção das variáveis determinadas nas águas da 2ª colheita (Maio) no 1º plano factorial (F1/F2)	76
Figura 6.26 – Projecção das amostras de água da 2ª colheita (Maio) no primeiro plano factorial	76
Figura 6.27 – Projecção das amostras de água no primeiro plano factorial (P – amostras correspondentes à colheita de Novembro; Q – amostras correspondentes à colheita de Maio)	77
Figura 6.28 – Distribuição geográfica das concentrações de U nas águas da área de estudo para a colheita de Novembro (A – Rebolia e Relves; B – Tapéus)	78
Figura 6.29 – Distribuição geográfica das concentrações de U nas águas da área de estudo para a colheita de Maio (A – Rebolia e Relves; B – Tapéus)	79
Figura 6.30 – Projecção das variáveis das plantas da área em estudo no 1º plano factorial (F1/F2)	83
Figura 6.31 – Projecção das amostras das plantas da área em estudo no primeiro plano factorial	84
Figura 6.32 – Distribuição geográfica das concentrações de U nas amostras de <i>Fontinalis antipyretica</i> da área de estudo (Novembro 2012) (A – Rebolia e Relves; B – Tapéus)	85
Figura 6.33 – Distribuição geográfica das concentrações de U nas amostras de <i>Fontinalis antipyretica</i> da área de estudo (Maio 2013) (A – Rebolia e Relves; B – Tapéus)	85
Figura 6.34 – Distribuição geográfica das concentrações de U nas amostras de <i>Lemna minor</i> da área de estudo (Novembro 2012) (A – Rebolia e Relves; B – Tapéus)	86
Figura 6.35 – Distribuição geográfica das concentrações de U nas amostras de <i>Lemna minor</i> da área de estudo (Maio 2013) (A – Rebolia e Relves; B – Tapéus)	86
Figura 6.36 – Projecção das variáveis pH e U nas águas e plantas da área em estudo e região uranífera das Beiras no 1º plano factorial (F1/F2)	88

Figura 6.37 – Projecção das amostras da área em estudo e da região uranífera das Beiras no primeiro plano factorial

89

Índice de Tabelas

Tabela 4.1 – Métodos analíticos utilizados	32
Tabela 5.1 – Resultados das medições da profundidade da água na área da Rebolia	44
Tabela 5.2 – Resultados das medições da profundidade da água na área de Relves	45
Tabela 5.3 – Resultados das medições da profundidade da água na área de Tapéus	46
Tabela 6.1 – Resumo dos resultados das análises físico-químicas dos pontos de águas subterrâneas estudados (amostragem efectuada em Novembro de 2012)	50
Tabela 6.2 – Resumo dos resultados das análises físico-químicas dos pontos de águas superficiais estudados (amostragem efectuada em Novembro de 2012)	50
Tabela 6.3 – Resumo dos resultados das análises físico-químicas dos pontos de águas subterrâneas estudados (amostragem efectuada em Maio de 2013)	51
Tabela 6.4 – Resumo dos resultados das análises físico-químicas dos pontos de águas superficiais estudados (amostragem efectuada em Maio de 2013)	52
Tabela 6.5 – Matriz de correlação de Pearson entre as variáveis medidas nas águas da colheita de Novembro	68
Tabela 6.6 – Matriz de correlação de Pearson entre as variáveis medidas nas águas da colheita de Maio	69
Tabela 6.7 – Valores próprios e variância explicada dos eixos factoriais resultantes da ACP dos teores dos elementos das águas da primeira colheita (Novembro)	71
Tabela 6.8 – Coordenadas das variáveis nos eixos factoriais resultantes da ACP das amostras de água de primeira colheita (Novembro)	71
Tabela 6.9 – Valores próprios e variância explicada dos eixos factoriais resultantes da ACP dos teores dos elementos das águas da segunda colheita (Maio)	75
Tabela 6.10 – Coordenadas das variáveis nos eixos factoriais resultantes da ACP das amostras de água de segunda colheita (Maio)	75
Tabela 6.11 – Valores estatísticos dos dados correspondentes à concentração do U nas duas espécies	80
Tabela 6.12 – Coeficientes de Absorção Biológica (CAB) para o U na <i>Fontinalis antipyretica</i> e na <i>Lemna minor</i>	81
Tabela 6.13 – Matriz de correlação de Pearson entre as variáveis U nas águas e plantas e pH (n=21)	82
Tabela 6.14 – Valores próprios e variância explicada dos eixos factoriais resultantes da ACP dos teores de U nas águas e plantas e do pH para as duas colheitas	83
Tabela 6.15 – Coordenadas das variáveis nos eixos factoriais resultantes da ACP das amostras de U nas águas e plantas e do pH para as duas colheitas	83

Tabela 6.16 – Matriz de correlação de Pearson entre as variáveis U nas águas e plantas e pH (n=23)	87
Tabela 6.17 – Valores próprios e variância explicada dos eixos factoriais resultantes da ACP dos teores de U para as águas e plantas da área em estudo e da região uranífera das Beiras	87
Tabela 6.18 – Coordenadas das variáveis nos eixos factoriais resultantes da ACP das amostras de U para as águas e plantas da área em estudo e da região uranífera das Beiras	88
Tabela 6.19 – Coeficientes de Absorção Biológica (CAB) de U para a <i>Fontinalis antipyretica</i> (CABF) e <i>Lemna minor</i> (CABL) nas amostras da área de estudo (colheita de Maio) e da região uranífera das Beiras	90
Tabela 6.20 – Matriz de correlação de Pearson entre as variáveis pH e CAB da <i>Fontinalis antipyretica</i> (CABF) e da <i>Lemna minor</i> (CABL) da área de estudo e da região uranífera das Beiras	90

Capítulo 1 – Introdução

1.1 – Importância e enquadramento do tema estudado

A água, quer ocorra no estado líquido, sólido ou gasoso, a água é uma substância indispensável à manutenção de todos os ecossistemas e à satisfação das necessidades básicas de todos os seres vivos. A água tão fundamental é para a sobrevivência, que as mais remotas tradições a consideravam um dos elementos essenciais constitutivos do universo, frequentemente a par da terra, do ar e do fogo.

A presença de água na Terra, ao mesmo tempo que condiciona todo o sistema climático e energético, é fundamental para a existência e sobrevivência das mais diversas formas de vida e, evidentemente, para a manutenção da existência do próprio Homem. A natureza desta substância peculiar, com propriedades físicas e químicas muito características, permite que se compreenda os processos hidrodinâmicos no Planeta, decorrentes da acção da energia solar, dos ventos, das correntes marítimas e das forças da gravidade. Trata-se de uma dinâmica global que corresponde ao Ciclo Hidrológico, implicando vários sistemas complexos do fluxo da água nas suas três fases: evaporação a partir dos oceanos e da superfície terrestre, condensação e transporte de nuvens na atmosfera, precipitação sob a forma de chuva ou neve, escoamento e infiltração nos solos, absorção pela vegetação, formação de cursos de água e regresso de novo aos oceanos.

Entre as características fundamentais da água salienta-se a sua grande capacidade de dissolver as mais diversas substâncias, em maiores quantidades que qualquer outro líquido. Podendo ser considerada como “solvente universal”, a água serve de veículo aos nutrientes essenciais para a sobrevivência de plantas e animais. Além disso, contribui para a gradual desagregação das rochas, modelando o relevo da crosta terrestre, ao mesmo tempo que incorpora e transporta sais minerais solúveis.

Em consequência da precipitação atmosférica, verifica-se o escoamento da água na superfície terrestre, em direcção aos ribeiros, rios e lagos, e a infiltração no subsolo, onde ocorre a absorção pelas raízes das plantas, mas também a acumulação em reservatórios subterrâneos. Estas massas de água podem deslocar-se e surgir em nascentes, zonas húmidas, ou serem captadas em poços e furos.

A água é fundamental para satisfazer as necessidades básicas das comunidades humanas e para garantir o desenvolvimento económico, através de actividades como a agricultura, a pesca, a indústria, produção hidroeléctrica, transportes, comércio e turismo.

A acção humana conduziu a alterações consideráveis do Ciclo Hidrológico global e regional, com o objectivo de irrigar culturas agrícolas, sustentar actividades industriais, gerar

energia hidroelétrica, proporcionar o abastecimento doméstico, tanto rural como urbano, assim como o saneamento e a eliminação de resíduos. Tais interferências, a par do crescimento demográfico, originaram consideráveis alterações na quantidade e qualidade das massas de água naturais, devido a aumentos do consumo, poluição ambiental e rupturas na integridade dos ecossistemas.

A adaptação dos recursos hídricos para uso humano implica a adaptação das condições naturais às exigências de utilização. Nesse sentido, são necessárias obras e intervenções diversas no que respeita à distribuição e evolução da água no espaço e no tempo, sem descuidar, porém, o aspecto essencial da sua qualidade. É preciso que existam captações para extrair a água utilizável; reservatórios, incluindo barragens e as albufeiras dos rios, para enfrentar o desfasamento temporal entre a ocorrência e o fornecimento de água, canais, condutas e estações de bombagem, para transferência de água de um local para outro; estações de tratamento, para assegurar a qualidade da água destinada a utilização ou a restituição aos meios depois de utilizada. Estas interferências no Ciclo Hidrológico exigem, porém, o enquadramento num sistema de gestão integrada dos recursos hídricos e de desenvolvimento sustentável, por forma a assegurar a manutenção adequada dos ecossistemas no âmbito local, regional e global. Assim, a gestão dos recursos hídricos tem que se enquadrar num conceito de desenvolvimento sustentável, que satisfaça, os objectivos da sociedade, no presente e no futuro, assegurando em simultâneo a preservação ambiental dos sistemas de recursos hídricos. Essa gestão deve ser integrada, através da qual se coordene a exploração da água com a sustentabilidade dos ecossistemas vitais, tendo como objectivo optimizar, de forma equitativa, o bem-estar económico e social.

Alguns dos poluentes das águas mais perigosos para o Homem são os metais pesados. Estes integram-se facilmente nos ecossistemas e provocam um impacto negativo no ser humano e nos ecossistemas aquáticos. Assim, a crescente preocupação e estudo dos metais pesados como importantes intervenientes na poluição total dos ecossistemas aquáticos, torna necessária a utilização racional de indicadores biológicos para a monitorização e avaliação dos diferentes tipos de poluentes (Marques, 2007).

A biomonitorização é uma técnica que consiste na utilização de material biológico (biomonitores) para avaliar os efeitos dos poluentes ao longo do tempo e, como tal, torna-se um elemento essencial para avaliar a “saúde” ambiental dos ecossistemas aquáticos (Marques, 2007). A utilização desses organismos está condicionada pela sua capacidade de concentrar metais nos seus tecidos (Mota, 2009).

Relativamente à capacidade de acumulação de metais pesados as plantas aquáticas têm despertado um grande interesse, tendo sido utilizadas inicialmente como bioindicadores da poluição por metais pesados (Marques, 2007).

As características geológicas e geoquímicas regionais e locais, a evolução dos parâmetros hidroquímicos no tempo e no espaço, nomeadamente na direcção do fluxo subterrâneo, e os factores antropogénicos influenciam as concentrações de metais pesados na água e assim a sua acumulação nas plantas (Siebert *et al.*, 1995).

A capacidade das plantas acumularem metais retirados das águas, que podem não ser essenciais para o seu crescimento e desenvolvimento, foi observada em diversos estudos realizados em *wetlands* onde a concentração dos metais nos tecidos das plantas aquáticas é várias vezes superior aos níveis de concentração nas águas (Pratas *et al.*, 2010a).

1.2 – Zonas de estudo

A área escolhida para este estudo abrange três locais: Rebolia e Relves no concelho de Condeixa-a-Nova e Tapéus no concelho de Soure. Os critérios que estiveram na base desta escolha foram:

- Trabalhos anteriores realizados na região que suportam a ocorrência de contaminações em metais pesados, nomeadamente em U;
- Existência de *Lemna minor* nos pontos de amostragem;
- Localização e enquadramento geológico e hidrológico e facilidade de acessos.

1.3 – Objectivos

Este trabalho teve três objectivos principais.

- Caracterização hidrogeológica da área, nomeadamente a caracterização hidrodinâmica;
- Caracterização hidroquímica das águas subterrâneas, nomeadamente das águas presentes nos depósitos aluvionares, e das águas superficiais;
- Verificar a possibilidade da utilização das espécies aquáticas *Fontinalis antipyretica* e *Lemna minor* como biomonitoros para a indicação de anomalias de U neste tipo de ambiente carbonatado.

1.4 – Estudos anteriores

No conjunto de trabalhos anteriores desenvolvidos na região enquadrante da zona estudada destaca-se os estudos essencialmente de carácter cartográfico e geológicos desenvolvidos por Carlos Romariz na década de 60 (“Estudo geológico e petrográfico da área tifónica de Soure”) e por Rogério Rocha, Giuseppe Manuppella, René Mouterde, Christiane

Ruget e Georges Zbyszewski na década de 80 (notícia explicativa da Carta Geológica 19-C, Figueira da Foz).

Também durante a década de 70 do século XX decorreu uma campanha de prospecção na Orla Mesocenozóica Ocidental focalizada no urânio. Esta estendeu-se desde a região de Aveiro, a norte, até à região de Ourém, a sul. Em resultado desta campanha foram colhidas e analisadas cerca de 5000 amostras de águas, maioritariamente em furos (Marques *et. al*, 1979). Entre 1981 e 1985 realizaram-se na área da Rebolia e Relves várias campanhas de emanometria e geoquímica de solos onde se concluiu que a responsabilidade das áreas anómalas estariam ligadas ao aparecimento das camadas argilosas (Fonseca, 1982a). A zona anómala foi considerada como sendo os primeiros dois metros da base dos Arenitos finos de Lousões que se situa em níveis argilosos (Fonseca, 1982b). Nessa área foram detectadas anomalias radiométricas e emanométricas extremamente elevadas e valores dessa ordem de grandeza só tinham assinalados em zonas de jazigos uraníferos (Barroso, 1984a). Alguns teores em urânio das águas forma invulgarmente altos (aproximadamente 300 ppb) atingindo 150 a 200 vezes o fundo hidrogeoquímico regional (1,5 ppb) (Barroso, 1984b).

Mais recentemente Anabela Morgado (2012) na realização da tese de Mestrado efectuou a caracterização geológica, hidrogeológica da zona de S. Fipo (Condeixa-a-Nova). Neste apresenta valores para as concentrações de radão e U nas águas subterrâneas.

Capítulo 2 – Enquadramento geral dos locais estudados

Neste capítulo são abordados os enquadramentos regionais dos locais em estudo nos domínios geográfico, administrativo, topográfico, hidrográfico, climatológico e geológico.

2.1 – Geográfico e administrativo

As áreas em estudo localizam-se na Região Centro de Portugal (NUT II) e estão inseridas na Sub-região do Baixo Mondego (NUT III) (Fig. 2.1.). Estendem-se pelos concelhos de Condeixa-a-Nova e Soure, do distrito de Coimbra. As localidades de Rebolia e Relves fazem parte da freguesia da Ega e situam-se no limite sul do concelho de Condeixa-a-Nova. A localidade de Tapéus faz parte da freguesia de Tapéus e localiza-se a sudeste do concelho de Soure (Fig. 2.2.).

A gestão das massas de água regionais é da responsabilidade da ARH Centro.

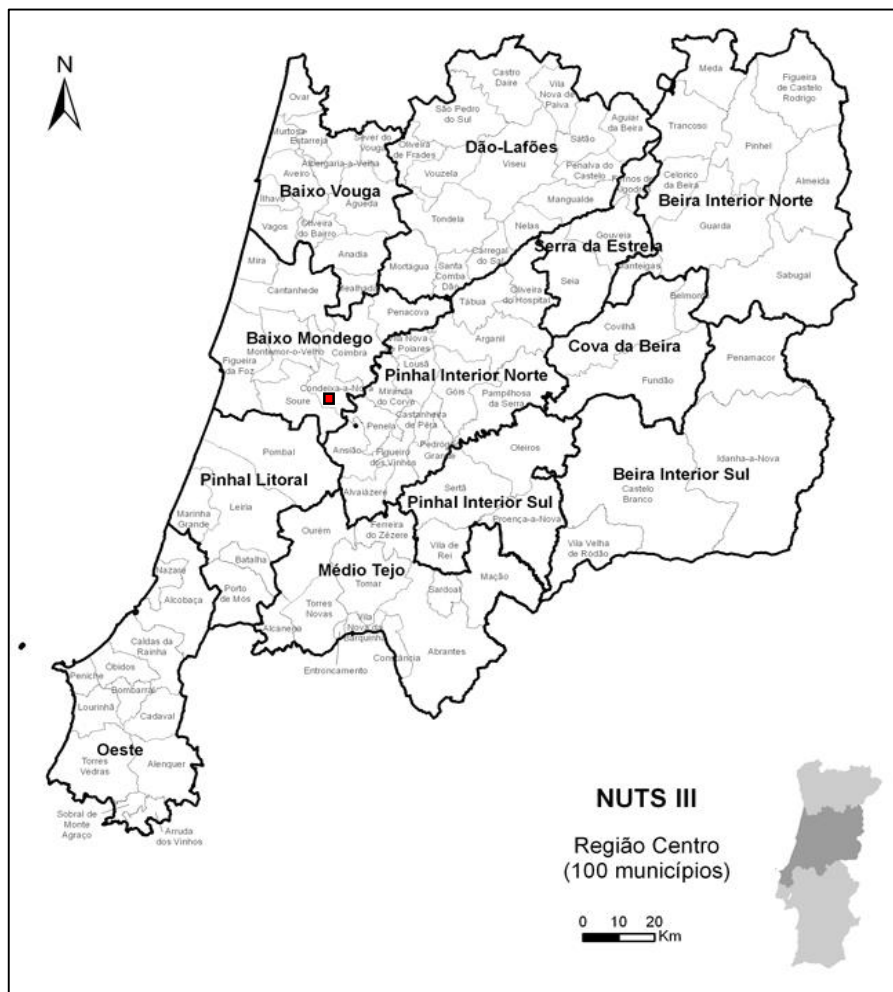


Figura 2.1. – Enquadramento geográfico e administrativo da área em estudo na NUT III - Baixo Mondego (fonte: CCDRC, 2013).

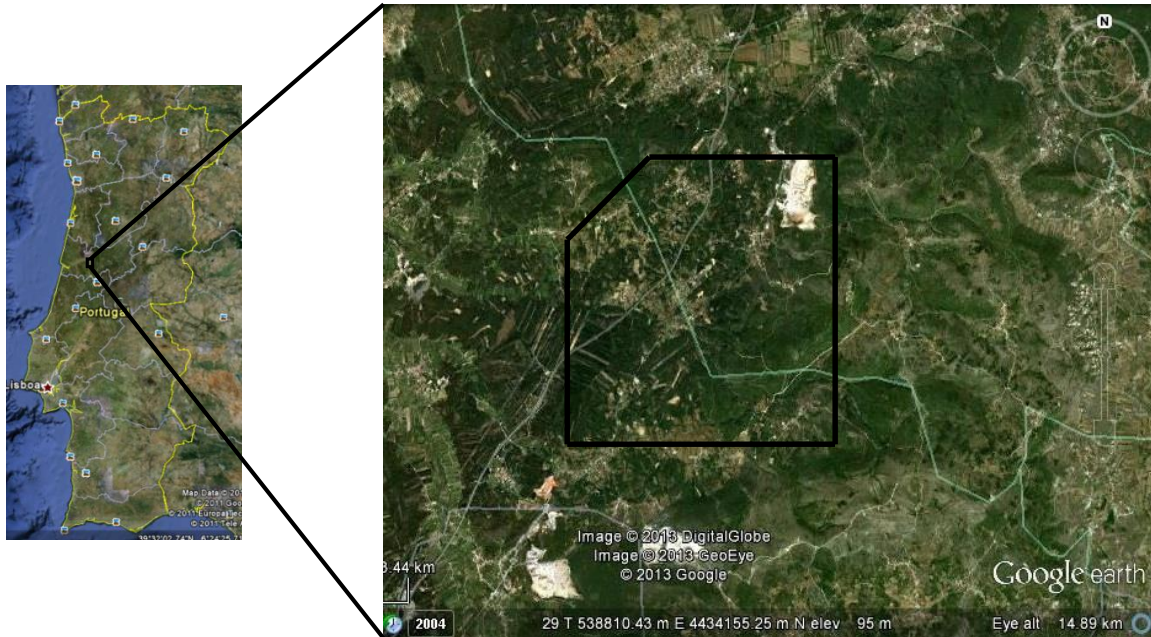


Figura 2.2. – Localização geográfica do local em estudo (Google earth, 2013).

2.2 – Topográfico e geomorfológico

A zona estudada faz parte da carta militar nº 250-Soure. Dentro desta zona foram delimitadas três áreas, de acordo com a litologia e a presença de águas subterrâneas acessíveis. Designamos no presente trabalho por área da Rebolia a que fica mais a norte, área de Relves a que fica na parte central e área de Tapéus a que se encontra mais a sul (Fig. 2.3.).

Capítulo 2 – Enquadramento geral dos locais estudados

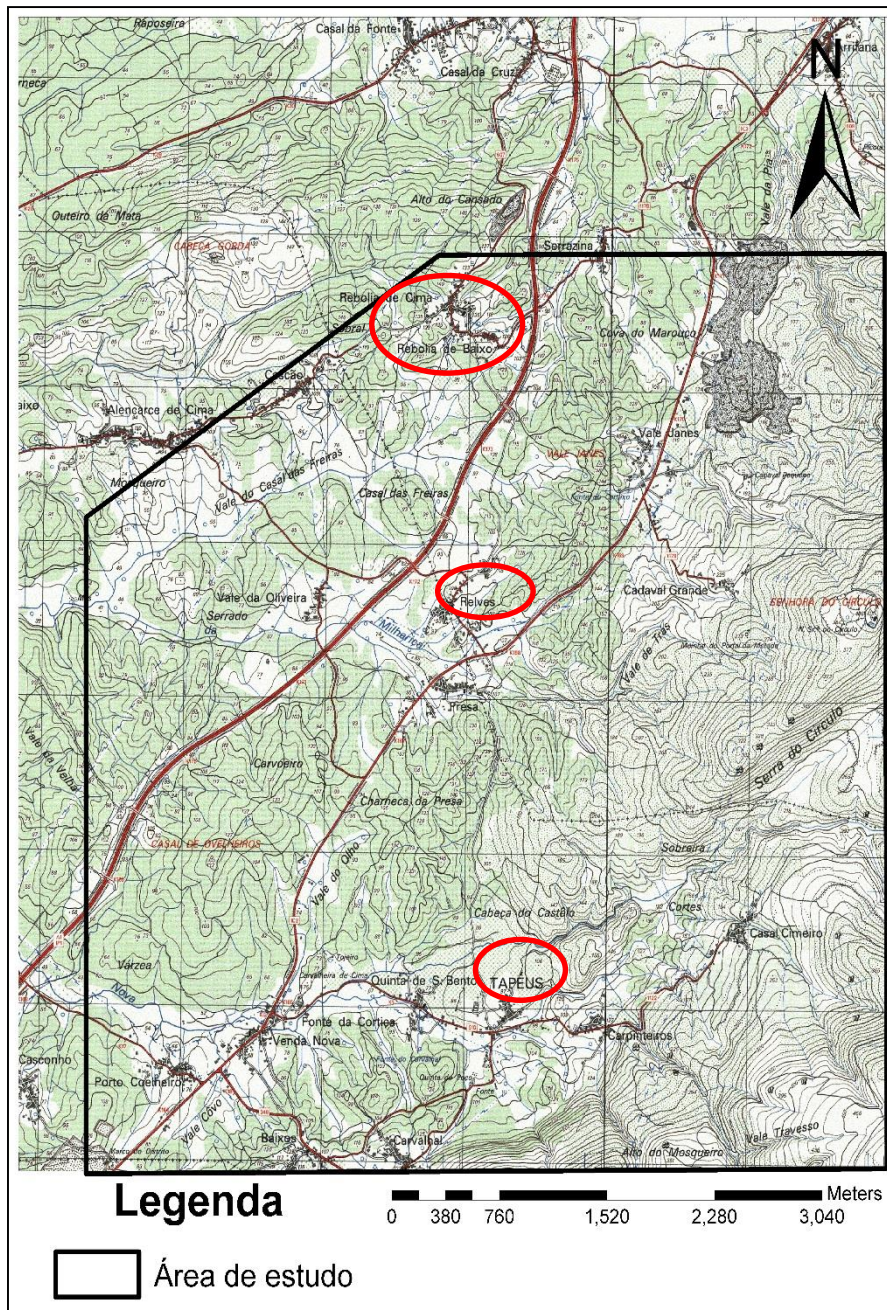


Figura 2.3. – Excerto da Carta Militar, Folha nº 250 - Soure, na escala 1/25 000 com localização dos sítios estudados.

Do ponto de vista geomorfológico, a leste da área de estudo (Fig. 2.4.), temos o maciço calcário do Jurássico, que apesar de estar muito diaclasado apresentam grande resistência aos agentes erosivos, sendo, assim, responsáveis por uma topografia acidentada. O seu fraco teor argiloso confere-lhes uma forte permeabilidade que lhes advém das diáclases e juntas de estratificação alargadas pelos processos de dissolução do carbonato de cálcio. Com essa mesma dissolução, estes calcários vão ser responsáveis por quase toda a gama de formas cársticas, superficiais e de profundidade (Cunha, 1990).

Capítulo 2 – Enquadramento geral dos locais estudados

Imediatamente a ocidente dos afloramentos jurássicos temos as zonas de relevo intermédio que se estendem num conjunto de baixas colinas talhadas em materiais gresosos cretácicos, constituídos pelas formações dos Arenitos do Carrascal, dos Calcários apinhoados da Costa de Arnes e dos Arenitos e argilas de Taveiro. Contudo, os Calcários apinhoados por estarem intercalados com formações detríticas, geralmente móveis ou muito pouco consolidadas, e porque são mais resistentes, são responsáveis por importantes saliências topográficas. Assim, o conjunto de materiais cretácicos, com excepção da formação carbonatada cretácica (Calcários apinhoados), por se apresentarem com fracos graus de consolidação, estão sujeitos a fácil erosão dando origem a um conjunto topográfico mais ou menos ondulado, onde as cotas predominantes variam entre os 42 m e os 100 m, contrastando com as serras calcárias situadas imediatamente a oriente (Cunha, 1990).

A oeste da área de estudo temos as formações do Quaternário constituídas pela Formação argilo-gresosa e conglomerática da Senhora do Bom Sucesso, as Areias, grés e argilas e aluviões que ocupam topograficamente as posições mais baixas, com cotas inferiores a 42 metros.

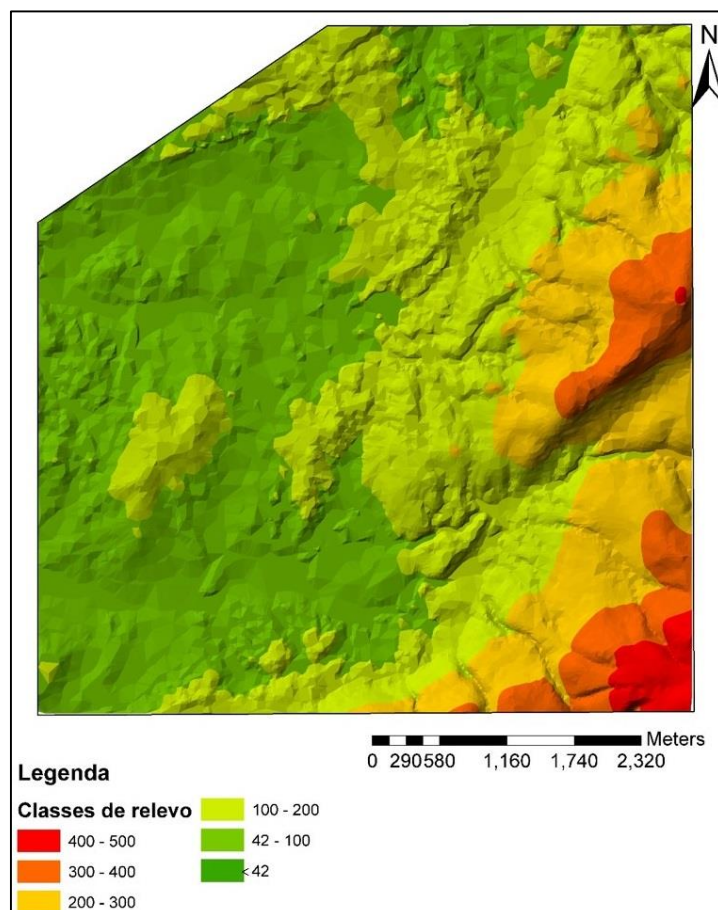


Figura 2.4. - Mapa com as classes de relevo (m) da região em estudo (construído a partir da Carta Militar, folha nº 250 - Soure).

2.3 – Hidrográfico e climatológico

2.3.1 – Hidrográfico

A área em estudo insere-se na bacia hidrográfica do rio Mondego (Fig. 2.5.), nomeadamente nas sub-bacias do rio de Mouros, do rio Arunca e do rio Anços.

O rio de Mouros nasce no concelho de Ansião, corre de SE para NW e é a principal linha de água que banha o concelho de Condeixa-a-Nova. O seu canhão de origem fluvio-cársica entalhado nos calcários do Jurássico atravessa o planalto de Conímbriga e apresenta uma garganta muito profunda, que varia entre os 30 m e os 40 m de profundidade, bastante estreita e com paredes praticamente verticais. Apresenta água intermitente ou ocasional no seu troço inicial, mas quando entra na planície aluvial do rio Mondego, começa a ser alimentado pela exurgência da Arrifana e torna-se perene (PDMFCI, Condeixa). Banha a norte a área em estudo na zona da Rebolia.

O rio Arunca nasce na freguesia de Albergaria dos Doze, concelho de Pombal, corre de S para N e passa no meio da vila de Soure. Em Soure, do seu lado direito, individualiza-se a ribeira da Milhariça, que depois se divide em dois ribeiros que vão drenar a área da Rebolia e Relves, a noroeste e centro da área em estudo, respectivamente.

O rio Anços nasce na freguesia da Redinha, concelho de Pombal e corre de SE para NW e, na vila de Soure, desagua na margem direita do rio Arunca. Antes de chegar a Soure, do seu lado direito, individualiza-se a ribeira da Venda Nova que vai drenar a área de Tapéus que corresponde à parte sul da zona estudada (Fig. 2.6).

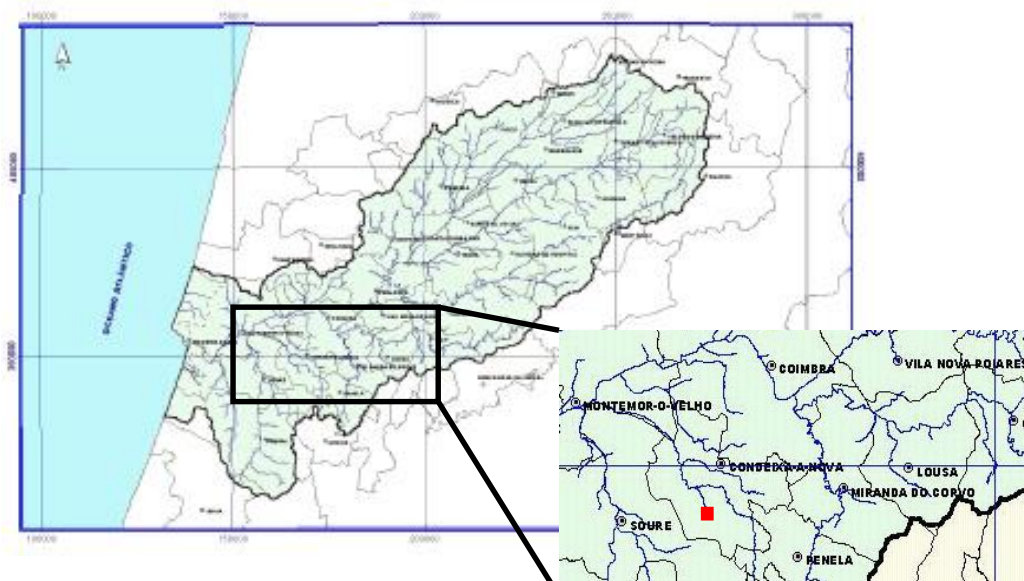


Figura 2.5. - Bacia hidrográfica do rio Mondego com localização da área em estudo (adaptado do Plano da Bacia Hidrográfica do rio Mondego, ARHCentro).

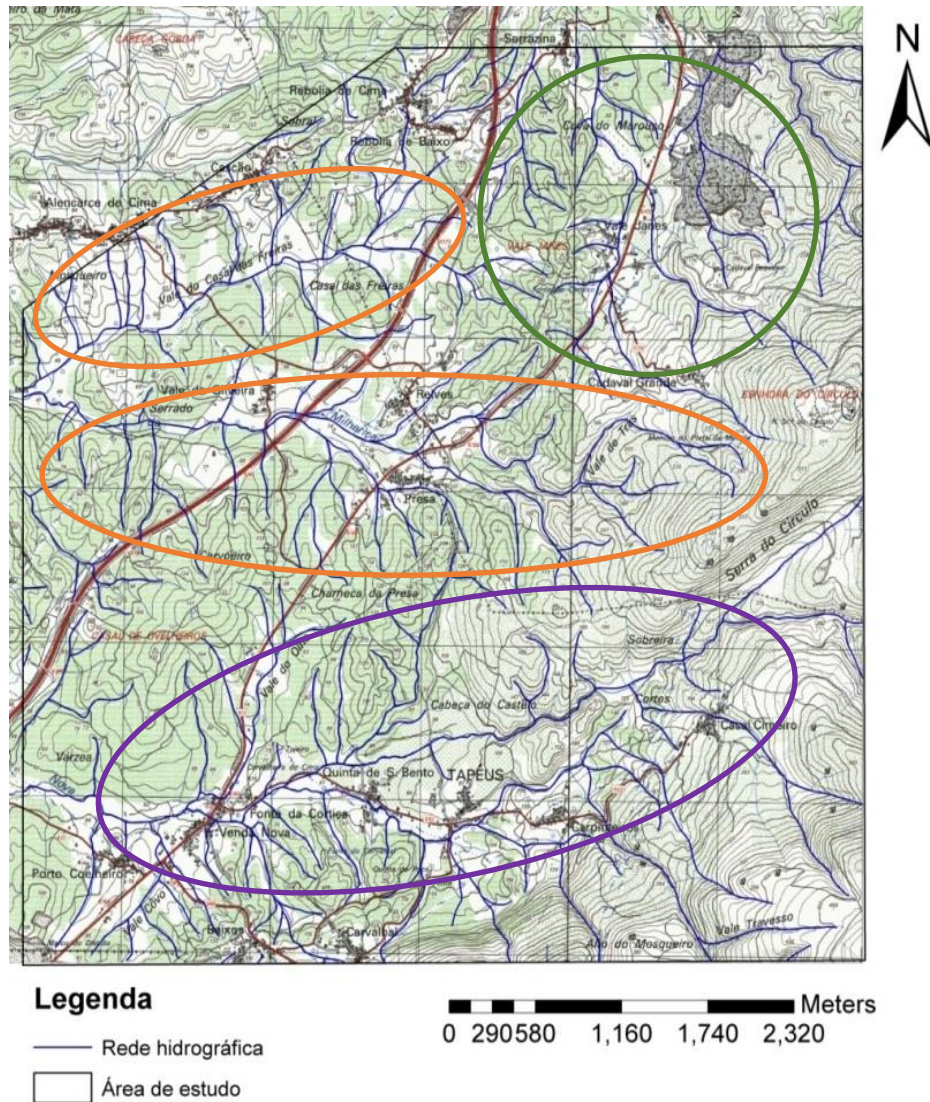


Figura 2.6. - Rede hidrográfica nos domínios em estudo: limite verde - afluentes do Rio de Mouros; laranja - Ribeira da Milhariça; roxo - Ribeira da Venda Nova (excerto da Carta Militar nº 250 – Soure, na escala 1:25.000).

2.3.2 – Climatológico

Na região, as temperaturas mais altas ocorrem sempre nas zonas mais aplanadas no cimo das elevações, ao contrário das mais baixas temperaturas que ocorrem no fundo dos vales. A temperatura média anual da área em estudo ronda os 14°C (Fig.2.7.). As temperaturas mais elevadas registam-se nos meses de Verão e as mais baixas no Inverno, sendo que a temperatura máxima nos meses de Julho e Agosto é de 28,6 °C, enquanto nos meses de Dezembro a Fevereiro ronda os 14,7 °C. A temperatura mínima em Janeiro é 5,7°C e em Julho é 15,3°C (elementos do PDMFCI Condeixa e Soure).

Capítulo 2 – Enquadramento geral dos locais estudados

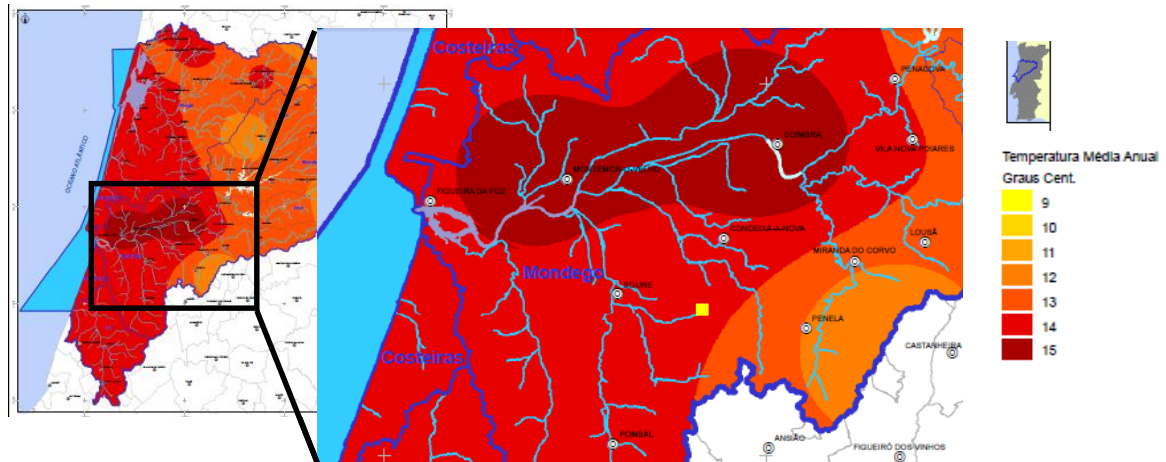


Figura 2.7. - Variação da temperatura média anual na área em estudo (adaptado do Plano de Bacia Hidrográfica do Mondego-2012, ARHCentro,)

Entre Outubro e Março-Abril chove com grande regularidade, atingindo o seu valor máximo em Fevereiro com 139 mm. Já os valores mais baixos de precipitação ocorrem entre Maio e Setembro, sendo o seu mínimo de 13 mm que se regista em Agosto (PDMFCI Condeixa e Soure). A precipitação média anual para a área em estudo é de 1000 mm (Fig. 2.8.).

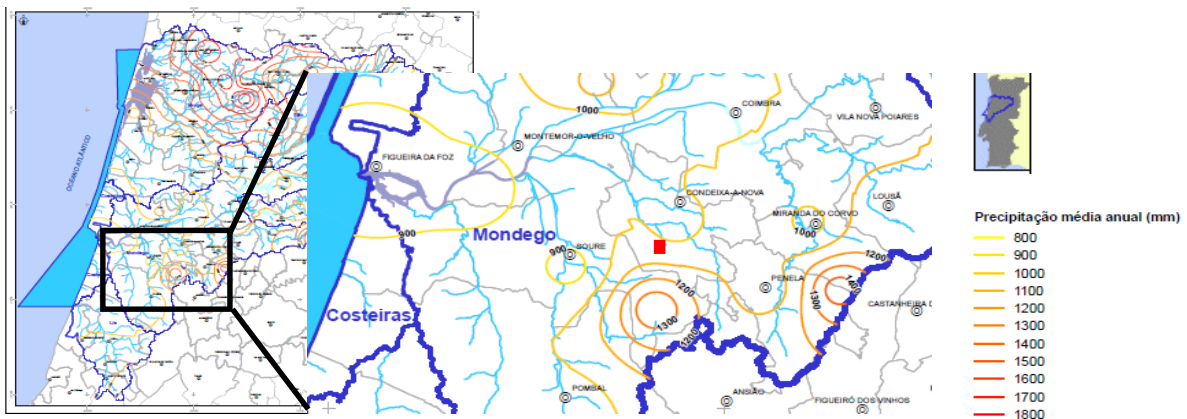


Figura 2.8. - Variação da precipitação média anual para a área em estudo (adaptado do Plano de Bacia Hidrográfica do Mondego -2012, ARHCentro)

A evapotranspiração real média anual para a área em estudo está entre os 725 e 750 mm (Fig.2.9.).



Figura 2.9. – Variação da evapotranspiração real média anual para a área em estudo (adaptado do Plano de Bacia Hidrográfica do Mondego -2012, ARHCentro)

2.4 – Geológico

2.4.1 – Geologia regional

Do ponto de vista geológico, a zona em questão situa-se na Orla Mesocenozóica Ocidental Portuguesa (Fig. 2.10). As formações geológicas desta região depositaram-se numa bacia sedimentar - Bacia Lusitânica, cuja implantação coincide com os primeiros estádios da abertura do Atlântico (SNIRH, 1995).

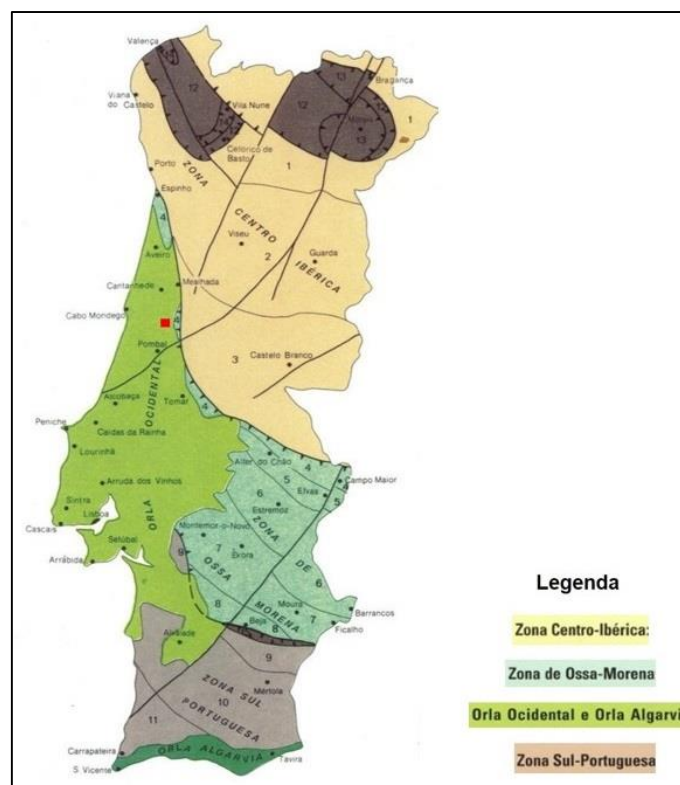


Figura 2.10. – Localização da área de estudo na Orla Mesocenozóica Ocidental Portuguesa (fonte: <http://vivaageologia.blogspot.pt/2012/01/carta-geologica-de-portugal.html>)

Capítulo 2 – Enquadramento geral dos locais estudados

A história do Mesocenozóico inicia-se com a fragmentação da Pangeia, que começa a sofrer forte distensão que a fragmenta e conduz à repartição dos continentes e dos oceanos. O Mediterrâneo (antigo mar de Tétis) e o Atlântico abrem-se em estilo “fecho éclair”; primeiro a tetisiana de oriente para ocidente, depois a atlântica de sul para norte. Ligada à abertura do Atlântico a história mesocenozóica de Portugal reflecte as vicissitudes da sedimentação numa margem continental passiva. A partir do Jurássico, a abertura do Atlântico segue a par com o fecho do Tétis associada à abertura do Golfo da Biscaia (Soares de Andrade, 2005).

A Bacia Lusitânica forma uma depressão alongada, com orientação NNE-SSW, onde os sedimentos acumulados na zona axial atingem cerca de 5 km de espessura. A leste encontra-se individualizada do Maciço Hespérico pela falha Porto-Coimbra-Tomar, a sul pelo ramo desta fractura, com direcção NNE, que se estende até ao canhão de Setúbal e a ocidente por um *horst* hercínico, actualmente materializado pelos granitos e rochas metamórficas do arquipélago das Berlengas (SNIRH, 1995).

2.4.2 – Geologia local

A área em estudo está representada na Carta Geológica de Portugal, 1:50.000, folha 19-C, Figueira da Foz (Fig. 2.11.).

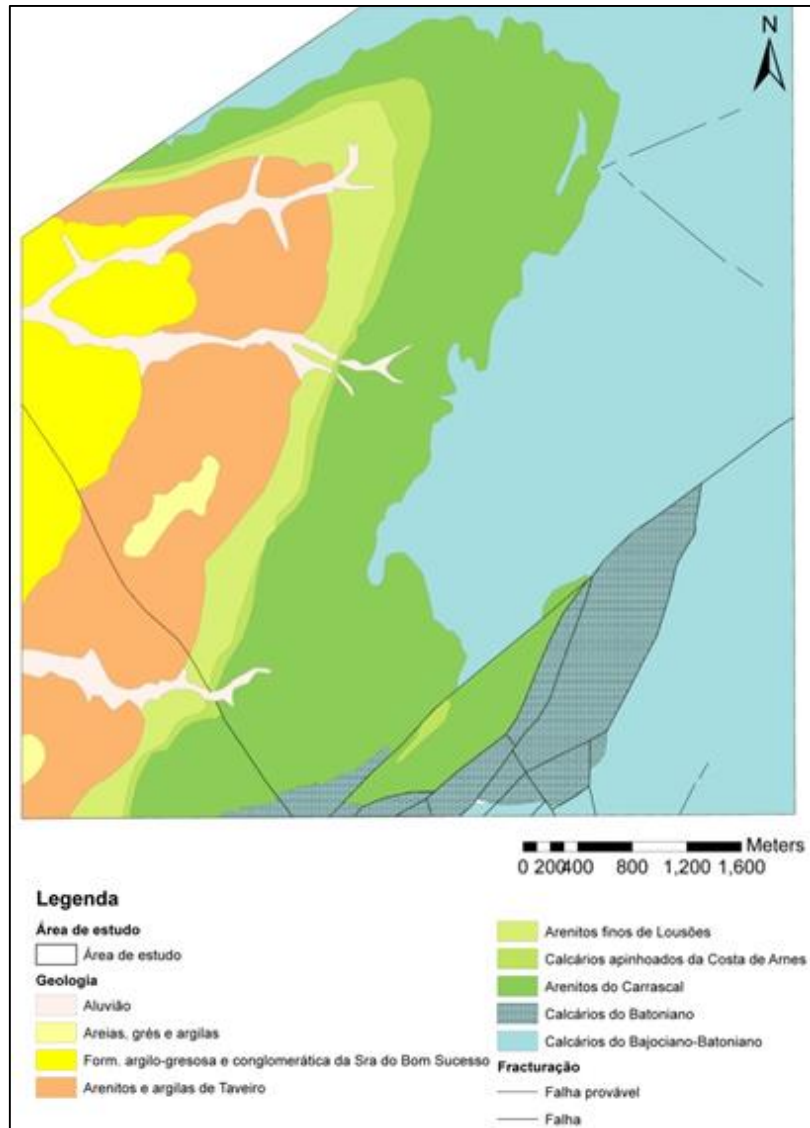


Figura 2.11. – Mapa geológico da área de estudo (construído a partir da carta Geológica de Portugal, na escala 1:50.000, Folha 19-C, Figueira da Foz).

As várias unidades presentes na zona de estudo, da mais recente para a mais antiga, são:

- **Aluviões**

Pertencem ao Holocénico (Quaternário) e distribuem-se ao longo dos principais cursos de água, nomeadamente do rio de Mouros, Arunca, Anços e das várias ribeiras afluentes destes cursos de água, que atravessam a região com direção geral NW-SE (Romariz, 1960). São representados por depósitos aluviais que correspondem a sedimentos detríticos de granulometria variável com algumas intercalações argilosas (Florêncio, 2005).

- **Areias, grés e argilas**

Formação Pliocénica que é representada por um complexo de areias, às vezes finas e amareladas, com estratificação entrecruzada, com seixos de grés argilosos e de argilas (Rocha *et al.*, 1981). São depósitos de pequena espessura, que apresentam quer carácter continental evidenciado pela presença de arenitos argilosos, areias e cascalheiras com intercalações de argilas e lenhitos, quer carácter marinho evidenciado por areias finas e areias fossilíferas (SNIRH, 1995). A longa distribuição regional pressupõe ampla extensão desta formação, hoje reduzida pela erosão. Esta formação assenta directamente sobre os arenitos e argilas de Taveiro (Romariz, 1960).

- **Formação argilo-gresosa e conglomerática da Senhora do Bom Sucesso**

Formação arenítico-conglomerática mais ou menos argilosa, cuja parte superior é miocénica e a parte inferior ainda é senoniana (Rocha *et al.*, 1981). Esta formação começa por um conglomerado greso-argiloso, passando a argilas e areias com intercalações gresosas e seixos rolados. No seu sector superior apresenta frequentemente horizontes silicificados (Cunha, 1990).

- **Arenitos e argilas de Taveiro**

Formação cretácica constituída maioritariamente por arenitos finos a grosseiros, conglomeráticos, argilas e argilitos, em geral vermelho-rosados que dão lugar a alternâncias muito frequentes e caracterizadas por estruturas entrecruzadas. Para ser facilmente identificável, escolheu-se como limite superior o arenito grosseiro argilo-conglomerático, às vezes muito consolidado e silicificado, o limite inferior é marcado pela discordância entre os Arenitos e argilas de Taveiro e os Arenitos finos de Lousões, quando visível, ou pelo aumento da granulometria com diminuição de micas, quando a discordância não se torna perceptível (Rocha *et al.*, 1981).

- **Arenitos finos de Lousões**

Formação cretácica (Emscheriano) arenítica formada na base por grés finos muito micáceos, passando depois a grés arcósicos e subarcósicos mais grosseiros (Cunha, 1990) (Fig. 2.12.). Sobre esta formação, assenta em discordância os Arenitos e argilas de Taveiro. Como é difícil cartografar o limite superior desta unidade, sempre que não existe a discordância, foi estabelecido como limite superior o aumento dos grãos de quartzo, o que se verifica no topo da formação (Rocha *et al.*, 1981).

- **Calcários apinhoados da Costa de Arnes**

Formação cretácica (Cenomaniano-Turoniano) constituída por calcários compactos rijos bioclásticos, calciclásticos, calcários margosos apinhoados e às vezes dolomíticos (Fig. 2.12.). Na parte superior da unidade, as camadas calcárias apresentam considerável percentagem de elementos detriticos, em especial quartzo. Esta unidade é muito rica do ponto de vista paleontológico, sendo composta essencialmente por gastrópodes e bivalves (Florêncio, 2005). Formam faixas estreitas na área em estudo, o que faz com que os seus afloramentos possam estar exagerados no mapa quanto à sua verdadeira dimensão no terreno (Rocha *et al.*, 1981).

- **Arenitos do Carrascal**

Formação cretácica (Aptiano-Cenomaniano) que assenta em discordância sobre as formações do Jurássico. É constituída por arenitos mais ou menos argilosos, finos a grosseiros e por argilas em geral arenosas (Fig. 2.12.). Do ponto de vista granulométrico, a formação apresenta uma diminuição do calibre dos grãos, da base para o topo. O limite superior desta formação é marcado pelo aparecimento da formação carbonatada da Costa de Arnes. Os afloramentos distribuem-se de forma harmoniosa circundando as estruturas anticlinais jurássicas (Rocha *et al.*, 1981).

- **Calcários do Jurássico**

Formação jurássica (Bajociano-Batoniano) constituída por uma espessa série de calcários puros e compactos, de grão fino, com intercalações de calcários oolíticos, bioclásticos, cristalinos, coralíferos e calciclásticos (Florêncio, 2005). A base da formação é composta por calcário compacto um pouco argiloso. À medida que se caminha para NNW passa a calcário suboolítico e depois a oolítico (Romariz, 1960).

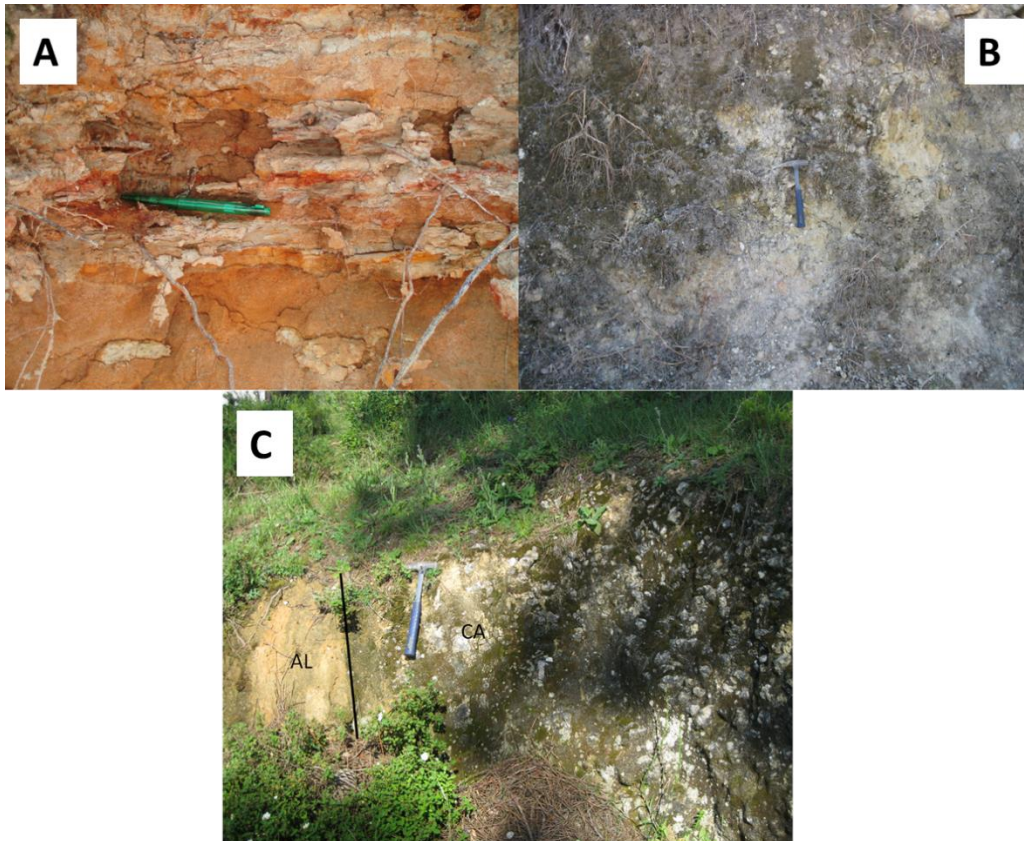


Figura 2.12. – Unidades aflorantes na área de estudo: A – Arenitos finos de Lousões; B – Arenitos do Carrascal; C – contacto entre Arenitos finos de Lousões (AL) e Calcários apinhoados da Costa de Arnes (CA).

2.5 – Uso e ocupação do solo

Na figura 2.13. (A e B) está representada uma carta da região em estudo com representação do uso e ocupação do solo. Nela pode-se observar uma estreita relação entre a geologia e a ocupação do solo. Na parte oeste da carta temos a zona serrana e a pedreira de Sangardão, que é praticamente toda a zona constituída pelos calcários do Jurássico. As zonas urbanizadas situam-se ao longo das linhas de água e as zonas agrícolas situam-se em redor das zonas urbanizadas, normalmente em terrenos aplanados nos aluviões e arenitos do Cretácico. Os domínios florestais situam-se nas zonas de relevo mais elevado em redor das zonas agrícolas.

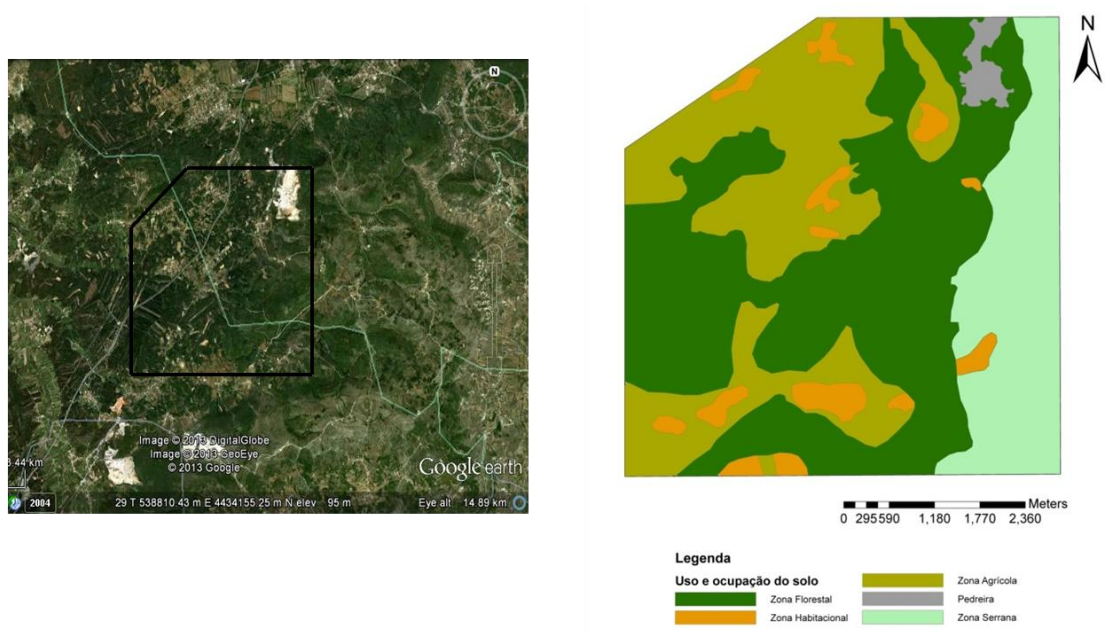


Figura 2.13.- Representação do uso e ocupação do solo na região estudada: A – imagem do *Google earth*, 2013; B – Zonografia delimitada sobre um excerto da Carta Militar folha nº 250-Soure

Capítulo 3 – Biomonitorização

A biomonitorização é uma técnica que consiste na utilização de material biológico (biomonitores) para avaliar os efeitos dos poluentes ao longo do tempo, uma vez que estes vão sendo retidos nos biomonitores. Estes organismos têm, assim, a capacidade de concentrar metais nos seus tecidos (Mota, 2009). A utilização dos mesmos para este efeito é muito antiga, pelo menos tão antiga quanto a agricultura: no neolítico as tribos utilizavam as plantas como indicadores da fertilidade do solo (Gonzalez *et al*, n.d.).

A biomonitorização consiste na observação contínua dos biomonitores num dado espaço e período de tempo, permitindo a avaliação continuada de variações ou tendências na situação ambiental de um dado ecossistema a partir de diversos estudos de bioindicação, desenvolvidos no espaço e/ou tempo (Figueira, 2002).

A biomonitorização pode envolver a utilização de organismos indicadores, (espécies ou comunidades indicadoras) e pode ser passiva ou activa. Os biomonitores passivos são organismos que já se encontram presentes na área de estudo, isto é, são utilizadas espécies nativas. Por outro lado, os biomonitores activos são organismos que são colocados na área de estudo por um período de tempo definido, ou seja, são utilizados transplantes das espécies biomonitoras (Siebert *et al*, 1995).

3.1 – Características de um biomonitor

O sucesso de aplicação de um sistema de biomonitorização depende em larga escala do biomonitor utilizado e das suas características particulares. Existe uma elevada variabilidade associada ao tipo de organismo e às suas respostas que pode pôr em causa a fiabilidade do programa de biomonitorização e consequentes resultados (Marques, 2007).

De acordo com Figueira (2002), um organismo vivo tem capacidade para ser um bom biomonitor se satisfazer as seguintes propriedades:

- Capacidade de acumulação mensurável dos elementos químicos;
- Distribuição generalizada na área de estudo, permitindo uma amostragem alargada e não enviesada;
- Ausência de variações sazonais na quantidade de material disponível para amostragem;
- Capacidade de acumulação diferenciada do poluente, relacionada com a intensidade de exposição ao factor ambiental, quantitativa ou semi quantitativamente;
- Ausência de variações sazonais na capacidade de acumulação;

- Acumulação do elemento químico apenas pela via que se quer avaliar;
- Fácil recolha e identificação taxonómica;
- Deve ser suficientemente estudado (fisiologia, ecologia, morfologia).

O biomonitor escolhido deve ser eficiente ao longo de todo o tempo de estudo e sob diferentes condições ambientais. Se possível, o organismo ou grupo de organismos escolhidos como biomonitores deverá estar distribuído amplamente pela zona em estudo para que possam ser comparados os resultados de um corpo de água para outro (Patrick, 1994 cit in Marques, 2007).

3.2 – Mecanismos de acumulação

Relativamente à sua capacidade como sequestradoras de metais pesados, as plantas aquáticas têm despertado grande interesse, focalizado principalmente na sua utilização como bioindicadoras da poluição por metais pesados (Marques, 2007).

As características geológicas e geoquímicas da área, a evolução dos parâmetros hidroquímicos na direcção do fluxo e os factores antropogénicos influenciam as concentrações de metais pesados na água e, assim, a sua acumulação (Siebert *et al.*, 1996).

O processo de remoção de poluentes, concretamente metais pesados, de ecossistemas aquáticos é designado por biorremediação. Existem dois processos associados à biorremoção de metais pesados de massas de água: a bioadsorção e a bioacumulação (Keskinan *et al.*, 2003 cit in Mota, 2009). Durante a bioadsorção podem ser separadas quantidades consideráveis de metais, enquanto na bioacumulação são acumuladas pequenas quantidades, sendo que no final deste processo se atinge o equilíbrio entre concentração de metais no organismo e no meio (Axtell *et al.*, 2003; Bleuel *et al.*, 2005 cit in Mota, 2009).

3.2.1 – Bioadsorção

A bioadsorção é um processo rápido, extracelular, reversível, independente de reacções à superfície, constituindo-se como um processo de fixação de metais (Keskinan *et al.*, 2003 cit in Mota, 2009). A bioadsorção pode ocorrer a partir de diversos mecanismos, tais como: complexação, quelatação¹ de metais, troca iónica, adsorção e micro precipitação (Wang *et al.*, 1996 cit in Keskinan *et al.*, 2004 cit in Mota, 2009). Esta é provocada por

¹ Processo de formação do quelante. O quelante é qualquer substância capaz de fixar iões metálicos formando com eles, por quelatação, um complexo (quelante) solúvel e não tóxico. Utilizam-se algumas destas substâncias no tratamento das intoxicações pelos metais (Mota, 2009).

diversos mecanismos físico-químicos, dependendo de um número de factores ambientais externos tais como o tipo de metal, assim como a forma iónica do metal em solução e o tipo de um determinado local activo de ligação responsável pela retenção do metal (Mota, 2009).

Um importante recurso da bioadsorção é que esta pode ser responsável pela ligação e acumulação de espécies metálicas mesmo quando a célula já não se encontra metabolicamente activa. Os detritos celulares remanescentes, tais como as paredes celulares, podem, desta forma, representar um potente bioadsorvente (Volesky, 1998 cit in Mota, 2009).

Em água doce, quer a estrutura da parede celular das plantas, quer o comportamento dos iões metálicos, contribuem para a adsorção dos mesmos (Kalin *et al.*, 2005 cit in Mota, 2009).

3.2.2 – Bioacumulação

Este é um processo lento, intracelular, irreversível e dependente da acumulação celular, constituindo-se como um processo de transporte de iões (Keskinan *et al.*, 2003 cit in Mota, 2009). Pode ser modelado como um processo de transferência de massa desde a parede celular exterior até à célula ou à parede celular interior. Este processo está relacionado com a penetração de elementos vestigiais no interior do citoplasma das células (Cenci, 1992b cit in Cenci, 2000 cit in Mota, 2009). Tal ocorre lentamente e de duas formas: difusão passiva (em resposta às diferenças de potencial osmótico e eléctrico) e transporte activo (Mouvert, 1989 cit in Cenci, 2000; Raven *et al.*, 1998 cit in Figueira, 2002 cit in Mota, 2009). Desta forma ocorre uma troca catiónica ao nível do citoplasma, causada por um processo lento que depende parcialmente do metabolismo da célula (Pickering *et al.*, 1969 cit in Cenci, 2000 cit in Mota, 2009).

Este processo de acumulação intracelular de metais por células vivas depende da actividade metabólica da célula que, por sua vez, pode ser significativamente afectada pela presença de iões metálicos (Mota, 2009).

A tolerância a metais pesados pode reflectir a capacidade de um organismo sobreviver num ambiente com uma elevada concentração de metais ou acumular elevadas concentrações de metais sem morrer. Em alternativa, a tolerância aos metais pode ser devida à capacidade do organismo prevenir a acumulação, intracelular, de concentrações de metais tóxicas para os seus processos metabólicos (Volesky, 1989 cit in Mota, 2009). Segundo Brown & Bates, 1990 cit in Figueira, 2002, os elementos não essenciais podem entrar no interior das células por meio de transportadores não específicos e ser acumulados como consequência da ausência de processos de controlo intracelular pelo organismo, podendo ter um potencial impacto imediato no seu metabolismo. Algumas plantas aquáticas são conhecidas por bombear activamente metais através das membranas celulares, o que é designado como

acumulação intracelular activa. Tal requer uma fonte de energia que está geralmente associada à fotossíntese e à temperatura (Kalin *et al.*, 2005 cit in Mota, 2009).

3.3 – Escolha dos biomonitores

Para este trabalho escolheram-se como biomonitores duas espécies de plantas aquáticas: uma briófita, a *Fontinalis antipyretica*, e uma dicotiledónea, a *Lemna minor*. A primeira espécie é considerada um biomonitor activo, uma vez que foi transplantada de outra área para a área a ser estudada durante um período de tempo definido. A segunda espécie é um biomonitor passivo, pois já se encontra na área a estudar. Ambas foram escolhidas por já serem reconhecidas as suas capacidades como acumuladoras de metais pesados em trabalhos anteriores realizados por Say *et al.*, 1983; Wehr *et al.*, 1983; Siebert *et al.*, 1995; Figueira, 2002; Figueira *et al.*, 2005; Paulo, 2006; Pratas *et al.*, 2010a; Pratas *et al.*, 2010b e Pratas *et al.*, 2012.

3.3.1 – *Fontinalis antipyretica*

A *Fontinalis antipyretica* é um briófito e pertence à classe dos musgos foliáceos (Musci) (Fig. 3.1.). Cresce sobre as rochas existentes em linhas de água e encontra-se amplamente distribuída pelas zonas temperadas ou frias do hemisfério norte (Bleuel *et al.*, 2005 cit in Mota, 2009). No entanto, esta espécie, assim como a maioria dos restantes musgos aquáticos, não se adaptam a climas tropicais, pois não suportam períodos muito prolongados com temperaturas superiores a 20°C, havendo mesmo diminuição do crescimento vegetativo quando expostos, durante períodos longos, a esta temperatura (Glime, 1968). Uma explicação para esta aparente sensibilidade à temperatura está relacionada com a baixa taxa fotossintética associada aos musgos aquáticos (Say *et al.*, 1983).

Ocorre em águas oligotróficas² com uma forte corrente, embora também tolerem elevadas concentrações de nutrientes e poluentes (Siebert *et al.*, 1995). É comum em locais com sombra e prefere águas ligeiramente ácidas, embora suporte valores de pH até 8,4 (Mota, 2009). Em rios com pouca corrente pode crescer entre seixos e cascalho, mas mais frequentemente forma tufos presos a substratos rochosos. Pode ocorrer em rochas de muitos tipos, de calcários a arenitos e também pode ser encontrada presa a uma grande variedade de outros substratos, incluindo tijolo, cimento e raízes (Say *et al.*, 1983).

² Um ecossistema oligotrófico é caracterizado por um baixo teor de nutrientes dissolvidos. São caracterizados por um crescimento de algas e de outros organismos escassos, e por elevados teores de oxigénio dissolvido por causa do baixo teor orgânico (Mota, 2009).



Figura 3.1. – *Fontinalis antipyretica*

Esta espécie apresenta características morfológicas e fisiológicas bastante típicas (Mota, 2009):

- As folhas são rígidas, pontiagudas, têm um comprimento que varia entre 4 e 9 mm e possuem uma nervura longitudinal na parte de trás. São as estruturas responsáveis pela captação de nutrientes e poluentes, o que faz com que as diferenças na sua morfologia afectem a capacidade de captação da planta;
- Os caules que compõem a ramagem possuem 20 a 60 mm de comprimento, visivelmente com três ângulos, ou seja, apresentam forma triangular na sua secção transversal. Encontram-se totalmente cobertos por folhas;
- Não produzem flores. Em contrapartida, produzem esporos;
- Esporos microscópicos são produzidos em suaves cápsulas que medem 2 a 2,6 mm de comprimento. No entanto, os esporos são somente produzidos em plantas sujeitas a períodos de seca, dado que a fertilização e a libertação de esporos ocorrem apenas acima da água;
- Não possuem raízes genuínas. Os rizóides unem-se às rochas ou outros materiais inertes;
- A reprodução é feita por estolones³ e fragmentos de folhas da planta. Menos frequentemente pode ocorrer por esporos; esta forma de reprodução é muito rara em condições naturais.

³ Caule delgado, localizado à superfície ou na sua proximidade, que produz novas plantas, a partir de rebentos localizados em nódulos ou nas pontas do mesmo (Mota, 2009).

Existem alguns parâmetros que podem influenciar a morfologia da planta tais como: a variabilidade regional e sazonal na temperatura da água, variação do pH da água, caudal e velocidade da água, quantidade de carga de sedimentos, variação do substrato, as secas ou cheias sazonais (Allen, 1988).

As briófitas possuem diversas vantagens que conduzem à sua utilização como organismo biomonitor (Wehr *et al.*, 1983; Siebert *et al.*, 1996; Cenci, 2000 e Figueira *et al.*, 2005, Gonzalez *et al.*, n.d.):

- Possuem elevados factores de acumulação, produzindo no seu interior uma concentração várias vezes superior à existente no meio circundante;
- São tolerantes a níveis elevados de poluentes (orgânicos e inorgânicos);
- Possuem correlações elevadas com a concentração de contaminantes no ambiente;
- O facto de não possuírem raízes ou outros sistemas similares exclui a influência do substrato na dinâmica de recolha dos poluentes;
- Reagem rapidamente a alterações na qualidade da água, pois acumulam poluentes muito rapidamente, mas a libertação dos mesmos ocorre apenas a médio-longo prazo, sendo integradores da poluição ocorrida durante períodos de tempo relativamente longos – mantêm a “memória” dos poluentes;
- Têm cutículas impermeáveis e obtêm nutrientes (e metais) através da superfície da folha e não pelas raízes, como fazem as plantas vasculares;
- Formam populações estáveis e homogéneas e demonstram actividade metabólica especialmente vigorosa no Outono e Inverno;
- São facilmente identificáveis e não são móveis;
- São abundantes e a sua distribuição é ampla na Europa;
- A actividade fotossintética e crescimento ocorrem durante todo o ano;
- São facilmente transportáveis de local para local, permitindo a monitorização de diferentes sistemas hidrográficos.

A principal limitação que as briófitas apresentam ao serem utilizadas como biomonitor está associada à necessidade de um substrato estável para permitir a fixação da planta, o que causa algumas dificuldades principalmente na biomonitorização activa (Figueira *et al.*, 2005).

Assim, para além das características atrás descritas, a *Fontinalis antipyretica* foi escolhida como biomonitor para este trabalho por ser capaz de acumular grandes quantidades de U nos seus tecidos, o que a torna uma boa candidata para a biomonitorização (Pratas *et al.*, 2010b).

3.3.2 – *Lemna minor*

A *Lemna minor* (Fig. 3.2.) é uma macrófita aquática e é uma planta flutuante de rápido crescimento com distribuição universal. Encontra-se em várias regiões do hemisfério norte e sul, principalmente em lagos, pântanos, poços e rios calmos (Armstrong 2003 cit in Arroyave, 2004).



Figura 3.2. – *Lemna minor* (tirado de http://cmuscmr.cmu.edu.tw/english/garden_photos.html).

Esta espécie apresenta características morfológicas e fisiológicas bastante típicas (Arroyave, 2004):

- É uma planta angiospérmica, monocotiledónea, pertencente à família Lemnaceae. O seu corpo vegetativo corresponde a uma forma tablóide, em que não se diferencia o talo e as folhas. Consiste numa estrutura plana e verde e uma só raiz delgada de cor branca;
- O seu tamanho é muito reduzido, alcançando 2 a 4 mm de comprimento e 2 mm de largura;
- É uma planta monóica, com flores unissexuais. O fruto contém uma a quatro sementes;
- A forma mais comum de reprodução é a assexuada por gemação. Nos bordos das folhas desenvolve-se uma gema pequena que origina uma planta nova que se separa da planta progenitora. É comum encontrar as plantas agregadas formando grupos de dois a quatro indivíduos.

Segundo Arroyave (2004), a planta pode desenvolver-se numa gama variada de temperaturas, que varia entre os 5° e 30°C, com um crescimento óptimo entre os 15° e os 18°C. Adapta-se bem a qualquer condição de iluminação. No Inverno forma folhas que contêm mais amido do que as folhas normais. Esta resposta é uma adaptação para sobreviver a longos períodos de frio ou condições de crescimento desfavoráveis.

Cresce rapidamente em sítios calmos e ricos em nutrientes, com altos níveis de nitrogénio e fosfatos. O ferro é um elemento limitante para o seu adequado desenvolvimento. Podem também tolerar uma gama ampla de pH, sendo o óptimo entre 4,5 e 7,5 (Rook, 2002 cit in Arroyave, 2004).

Segundo Olguín & Hernández (1998) as características que fazem com que a *Lemna minor* seja um bom biomonitor são: a sua alta produtividade, alta eficiência de acumulação de nutrientes e metais pesados, alta predominância em condições naturais adversas e fácil colheita. Para além destas características foi escolhida como biomonitor para este trabalho por ter uma grande capacidade para a acumulação de U em águas de corrente e águas paradas (Pratas *et al.*, 2010b) e por ser a espécie representativa nos pontos de amostragem.

Capítulo 4 - Metodologias

Neste capítulo apresentam-se os procedimentos e os processos utilizados na realização do presente estudo. Os métodos empregues incluíram a recolha e pesquisa bibliográficas, o desenvolvimento de reconhecimentos e determinações de campo, tratamento e análises laboratoriais (no Laboratório de Biogeoquímica do Departamento de Ciências da Terra da Universidade de Coimbra) e a utilização de técnicas e processamento de dados (actividades de gabinete).

4.1. Actividades de campo

O trabalho de campo realizou-se durante o mês de Novembro de 2012 (1^a colheita) e o mês de Maio de 2013 (2^a colheita).

Estas actividades compreenderam:

- Reconhecimento e selecção de pontos de água (poços, nascentes e linhas de água);
- A escolha dos locais de medição e amostragem teve em conta a proximidade aos cursos de água, assim como a facilidade dos acessos aos locais. Os 34 pontos de amostragem estão representados na figura 4.1., sendo que em oito deles foram só medidas as profundidades das águas subterrâneas para elaboração de cartas de isopiezas, e um outro, a nascente da Arrifana, que se encontra fora da área de estudo, foi usado como ponto de comparação e controlo.

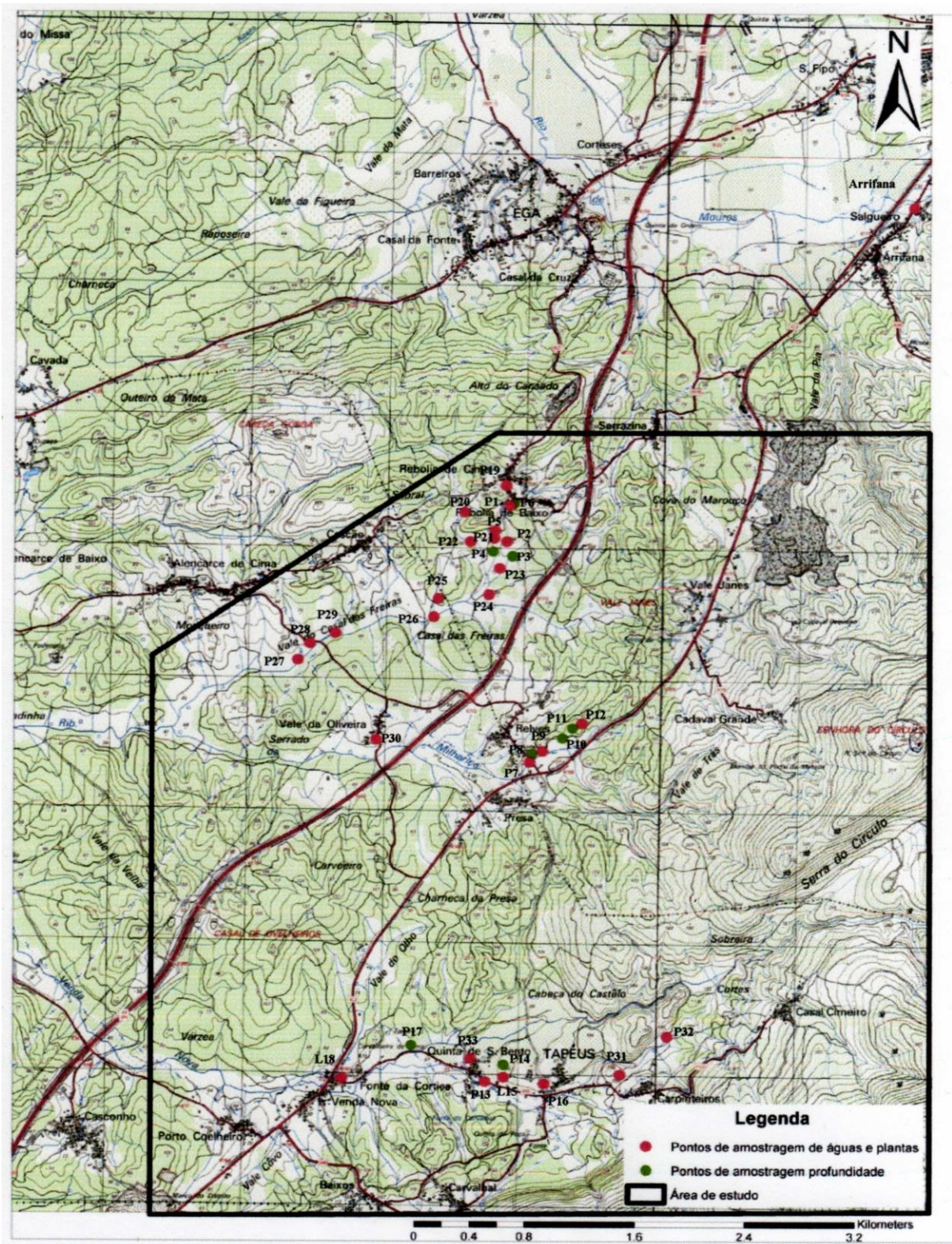


Figura 4.1. – Mapa com os pontos de amostragem de águas, plantas e profundidades (adaptado da Carta Militar de Portugal, na escala 1:25.000, Folha nº 250 - Soure, do Instituto do Exército Português).

- Determinação *in situ* de parâmetros físico-químicos da água, nomeadamente de pH, temperatura (T) e Condutividade eléctrica (CE); utilizou-se um aparelho multi-parâmetros WTW (Fig. 4.2.);



Figura 4.2. – Aparelho multi-parâmetros WTW utilizado nas medições de campo.

- Medição da profundidade da água nos poços seleccionados;
- Colheita de amostras de águas em poços e cursos de água da região;
- Recolha de amostra de *Lemna minor* nos locais onde ocorria com maior abundância;
- Colocação em todos os pontos de amostragem de explantes de *Fontinalis antipyretica*; os explantes foram previamente colhidos numa zona de baixo grau de contaminação (Ribeira de Ançã), sendo estes considerados como “branco”.

4.1.1. Recolha e acondicionamento das amostras

Águas

As amostras de água foram colhidas com o auxílio de um amostrador (Fig. 4.3.) e guardadas em frascos de plástico de 1 litro. Estes foram previamente lavados com a água a amostrar. As amostras de água foram armazenadas e transportadas para o laboratório em arca térmica.



Figura 4.3. – Amostrador para recolha das amostras de água subterrânea.

Plantas

As amostras de *Lemna minor* foram recolhidas com o auxílio de uma rede de amostragem e guardadas em sacos de plástico. As amostras de *Fontinalis antipyretica* foram colocadas dentro de sacos de rede atados com fio de nylon (Fig. 4.4.) e colocadas dentro de água, onde permaneceram 15 dias antes de serem recolhidas.



Figura 4.4. – Explante de *Fontinalis antipyretica*.

4.2. Trabalho laboratorial

O trabalho laboratorial envolveu o tratamento das amostras (águas e plantas) e a realização de análises químicas das mesmas.

4.2.1. Tratamento das amostras

O tratamento das amostras efectuou-se no Laboratório de Biogeoquímica do Departamento de Ciências da Terra da Universidade de Coimbra.

Águas

As amostras de água foram filtradas e analisou-se imediatamente o bicarbonato (HCO_3^-), o cloreto (Cl^-), o nitrato (NO_3^-), o sulfato (SO_4^{2-}) e o fosfato (PO_4^{2-}).

Para análise posterior de Ca, Na, Mg, K, Cd, Co, Cr, Cu, Ni, Pb, Zn, As e U as amostras de água foram acidificadas com ácido nítrico (HNO_3) a 65% (30 ml/L) de modo a baixar o pH para valores inferiores a 2 e armazenadas no frio a cerca de 4° C.

Plantas

As amostras das plantas foram secas em estufa, a 50°C durante cerca de uma semana. Depois de secas foram moídas e homogeneizadas para posterior análise.

4.2.2. Métodos analíticos

As técnicas analíticas utilizadas para a análise das águas e plantas foram descritas por Clesceri, Greenberg e Eaton (1998) e Van Loon e Barefoot (1989) e encontram-se na Tabela 4.1.

As análises laboratoriais foram realizadas no Laboratório de Biogeoquímica do Departamento de Ciências da Terra da Universidade de Coimbra.

Tabela 4.1. – Métodos analíticos utilizados (* - Standard Methods for DExamination of Water and Wastewater; ** - Analytical Methods for Geochemical Exploration).

Elemento	Método analítico
HCO ₃ ⁻	Titulação com ácido sulfúrico (2310B.*)
Cl ⁻	Método Argentométrico (4500-Cl ⁻ B. *)
NO ₃ ⁻ , SO ₄ ²⁻ , PO ₄ ³⁻	Espectrofotometria de varrimento do ultravioleta (4500-NO ₃ -B. *; 4500-SO ₄ ²⁻ -E. *; 4500PE. *)
U	Método fluorimétrico (Manual Fluorat 02-2M para as águas e X.(13 **) para as plantas
Ca, Na, Mg, K, Cu, Pb, Zn, Cr, Ni, Co, Cd	Espectrofotometria de absorção atômica por chama (AAS) (3111B: *)
As	Espectrofotometria de absorção atômica com câmara de grafite (GFAAS) (3113B: *)

4.2.2.1. Titulação com ácido sulfúrico

É a metodologia adoptada para a determinação de bicarbonatos em águas e encontra-se descrita por Clesceri, Greenberg e Eaton (1998).

Este método consiste em colocar num earlenmeyer 50 ml de amostra e numa bureta de 50 ml (Fig. 4.5.) ácido sulfúrico (H₂SO₄) a 0,01N que se vai adicionando à amostra gota a gota até se dar a viragem do pH para 4,5.



Figura 4.5. – Titulação com ácido sulfúrico.

4.2.2.2. Método argentométrico

É a metodologia adoptada para a determinação de cloretos em águas e encontra-se descrita por Clesceri, Greenberg e Eaton (1998).

Este método consiste em colocar num earlenmeyer 50 ml de amostra e 1 ml de dicromato de potássio ($K_2Cr_2O_7$) a 50%, que vai fazer com que a amostra fique com uma cor amarela. Numa bureta de 10 ml (Fig. 4.6.) coloca-se nitrato de prata ($AgNO_3$) a 0,00141 N que se vai adicionando à amostra gota a gota até esta atingir uma cor laranja.



Figura 4.6. – Método argentométrico.

4.2.2.3. Espectrofotometria de varrimento do ultravioleta

É a metodologia para a determinação de nitratos, sulfatos e fosfatos em águas e encontra-se descrita por Clesceri, Greenberg e Eaton (1998).

Esta técnica utiliza a luz na faixa do visível, ultravioleta próximo (UV) e do infravermelho próximo. Nessas faixas de energia as moléculas sofrem transições electrónicas moleculares. A luz UV e/ou visível com um certo comprimento de onda é passada pela amostra. O espectrofotómetro mede a quantidade de luz que foi absorvida pela amostra (Fig. 4.7.).

Para a determinação de nitratos este método consiste em colocar num earlenmeyer 50 ml de amostra e 1 ml de ácido clorídrico (HCl) a 1N e mede-se a uma absorvância de 220 nm.

Para a determinação de sulfatos este método consiste em colocar num earlenmeyer 100 ml de amostra, 0,2 a 0,3 gramas de cloreto de bário ($BaCl_2$) e 5 ml de reagente

condicionante e medir a uma absorvância de 420 nm. O reagente condicionante é feito juntando 30 ml de ácido clorídrico (HCl) a 37%, 300 ml de água destilada (H₂O), 100 ml de etanol (C₂H₆O) a 95%, 75 gramas de cloreto de sódio (NaCl) e 50 ml de glicerol (C₃H₈O₃).

Para a determinação de fosfatos este método consiste em colocar num earlenmeyer 100 ml de amostra e 8 ml de reagente combinado, esperar 15 minutos e medir a uma absorvância de 880 nm. O reagente combinado é feito a partir da junção de quatro reagentes: 50 ml de ácido sulfúrico (H₂SO₄) a 5N, 5 ml de tartarato duplo de antimónio e potássio (K(SbO)C₄H₄O₆.0,5H₂O), 15 ml de molibdato de amónio ((NH₄)₆MO₇O₂₄.4H₂O) e 30 ml de ácido ascórbico (C₆H₈O₆).



Figura 4.7. – Espectrofotômetro de varrimento de UV-V.

4.2.2.4. Método fluorimétrico

É a metodologia para a determinação de U nas águas e plantas e encontra-se descrita no manual do Fluorat 02-2M para as águas e por Van Loon e Barefoot (1989) para as plantas.

Para a determinação de urânio (U) presente nas águas e nas plantas recorreu-se ao fluorímetro Fluorat 02-2M (Figura 4.8.). A concentração de U em solução é determinada através da medição da intensidade da fluorescência indizada dos iões uranilo ($\lambda=530$ nm) devido à sua excitação por radiação ultravioleta (Paulo, 2006).

Este método consiste numa técnica de extracção que permite a remoção selectiva dos iões de uranilo, maximizando a intensidade de fluorescência da solução (Paulo, 2006).

Para a aplicação do método fluorimétrico para a análise de U em águas junta-se num copo de plástico 0,5 ml de amostra, 0,5 ml de polissilicato e 5 ml de água destilada e mede-se a uma absorvância de 530 nm.

Para a aplicação do método fluorimétrico para a análise de U em plantas teve que se fazer primeiro a decomposição das amostras vegetais, pesando para isso até cerca de 1

grama de amostra num copo de vidro e incinerando-a durante cerca de 8 horas numa mufla a uma temperatura de 450 °C, de forma a remover a matéria orgânica na forma de óxidos de carbono (Van Loon e Barefoot, 1989).

Depois de incineradas, colocam-se as cinzas em falcons, adiciona-se 8 ml de uma solução composta por ácido nítrico (HNO_3) e nitrato de alumínio ($\text{Al}(\text{NO}_3)_3 \cdot 9\text{H}_2\text{O}$) a 2,5M e coloca-se em banho maria durante 1 hora. Em seguida deixa-se arrefecer e adiciona-se 10 ml de acetato de etilo ($\text{C}_4\text{H}_8\text{O}_2$), que é um solvente orgânico que apresenta grande afinidade com o U, o que vai fazer com que o U seja absorvido pelo solvente na sua totalidade (Paulo, 2006). Agita-se, espera-se 2 minutos e depois tira-se 5 ml do conteúdo do falcon para um cadinho de porcelana que se leva a queimar numa *hott* até ficar um resíduo. Em seguida adiciona-se 7 ml de ácido nítrico (HNO_3) a 0,005% ao resíduo e dissolve-se. Por último, num copo de plástico adiciona-se 0,5 ml de amostra, 0,5 ml de polisilicato e 5 ml de água destilada e mede-se a uma absorvância de 530 nm.



Figura 4.8. – Fluorímetro Fluorat 02-2M.

4.2.2.5. Espectrofotometria de absorção atômica

Para a determinação de Ca, Na, Mg, K, Cu, Pb, Zn, Cr, Ni, Co, Cd, As em águas e Cu, Pb, Zn, Cr, Ni, Co, Cd e As em plantas recorreu-se ao espectrofotómetro de absorção atômica, modelo SOLAAR M Series, da Thermo Electron Corporation (Fig. 4.9.). Este é um aparelho dual que permite a determinação quantitativa dos elementos quer por chama (AAS), quer por câmara de grafite (GFAAS). Ca, Mg, Na e K (águas) e Cu, Pb, Zn, Cr, Ni, Co e Cd (plantas) são analisados por chama (AAS); Cu, Pb, Zn, Cr, Ni, Co e Cd (águas) e As (águas e plantas) são analisados com câmara de grafite (GFAAS).

É a metodologia para a determinação de Ca, Na, Mg, K, Cu, Pb, Zn, Cr, Ni, Co, Cd e As em águas e Cu, Pb, Zn, Cr, Ni, Co, Cd e As em plantas e encontra-se descrita por Clesceri, Greenberg e Eaton (1998).

Para a determinação destes elementos nas águas este método consiste em medir directamente no espectrofotómetro de absorção atómica a partir das amostras de água que se encontravam acidificadas.

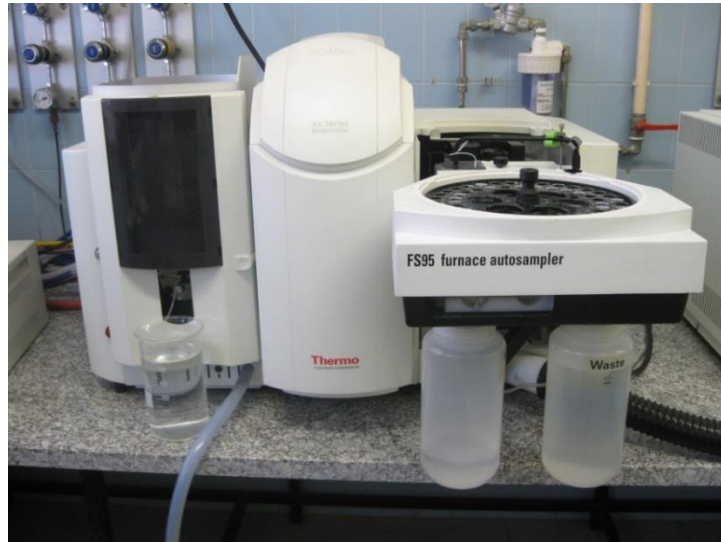


Figura 4.9. – Espectrofotómetro de absorção atómica.

Para a determinação destes elementos nas plantas este método consiste em pesar 0,5 gramas de cada amostra num tubo de teflon e adicionar a cada tubo 8 ml de ácido nítrico (HNO_3) a 65% e 2 ml de peróxido de hidrogénio (H_2O_2) a 30%, colocando de seguida o tubo, devidamente fechado, para digestão no microondas (Fig. 4.10.), modelo Multiwave 3000 da Anton Paar, num programa predefinido durante cerca de 1 hora. Depois do arrefecimento, verte-se o conteúdo de cada tubo para um balão volumétrico de 25 ml e completa-se o volume com água destilada, filtrando em seguida e analisando posteriormente no espectrofotómetro de absorção atómica.



Figura 4.10. – Microondas multiwave 3000 da Anton Paar.

4.3. Análise estatística

Para o tratamento dos dados obtidos utilizou-se a análise bivariada (correlação entre as variáveis) e a análise em componentes principais (ACP), que foram realizadas no programa de estatística ANDAD, versão 7.2, desenvolvido pelo Instituto Superior Técnico.

4.3.1. Correlação entre as variáveis

A análise de correlação entre as variáveis é uma ferramenta importante para detectar afinidades entre os elementos das várias amostras, fornecendo indicações sobre os mecanismos envolvidos na determinação do comportamento das variáveis investigadas.

4.3.2. Análise em componentes principais (ACP)

Para este trabalho utilizou-se a ACP como uma ferramenta auxiliar para clarificar a contribuição de cada uma das variáveis nas anomalias em U encontradas na região.

Através da ACP é possível estabelecer as relações lineares entre cada um dos elementos analisados possibilitando a detecção das associações de elementos geradores dos teores anómalos da região.

Para esta análise todas as variáveis e amostras foram tomadas como principais. Este procedimento permitiu verificar quais os agrupamentos de elementos que se associam ao U e quais são os responsáveis pelos teores anómalos nas águas da região estudada.

A análise em componentes principais é uma técnica de análise exploratória multivariada que transforma um conjunto de variáveis correlacionadas num conjunto menor de variáveis independentes, combinações lineares das variáveis originais, designadas por componentes principais (Lopes, 2008).

Esta técnica permite encontrar os factores que melhor explicam as semelhanças e os antagonismos entre indivíduos e variáveis (Paulo, 2006).

Capítulo 5 – Caracterização hidrogeológica

Neste capítulo apresenta-se em primeiro lugar o enquadramento hidrogeológico da região onde se inserem os locais estudados. Em segundo lugar apresenta-se a caracterização da hidrogeológica dos três domínios estudados.

5.1 – Hidrogeologia regional

Todos os locais em estudo enquadram-se na Unidade hidrogeológica portuguesa da Orla Ocidental (Fig. 5.1).



Figura 5.1 – Localização da área em estudo na Unidade hidrogeológica da Orla Ocidental (SNIRH, 2012).

Esta unidade hidrogeológica compreende vários sistemas aquíferos importantes, relacionados com formações sedimentares calcárias e detríticas. A organização sequencial dos sedimentos e a tectónica, em particular a tectónica salífera, tiveram um papel importante na organização e distribuição daqueles sistemas (Sistemas Aquíferos de Portugal, 2000).

As três áreas em estudo - Rebolia e Relves e Tapéus - encontram-se inseridas em dois sistemas aquíferos: Rebolia e Relves no Sistema aquífero do Louriçal (Fig.3.2.) e Tapéus no Sistema aquífero Sicó-Alvaiázere (Fig. 3.3.).

Refira-se que as unidades aquíferas aluvionares de reduzida dimensão que estão presentes nos domínios estudados não estão descritas nos Sistemas aquíferos indicados.

5.1.1 – Sistema aquífero do Louriçal

De acordo com Almeida *et al* (2000), o Sistema aquífero do Louriçal (Fig. 5.2) é um sistema multiaquífero constituído por três subsistemas: Cretácico, Miocénico e Plio-Quaternário.



Figura 5.2. – Localização da área de estudo no Sistema Aquífero do Louriçal (adaptado de Almeida *et al.*, 2000)

O subsistema Cretácico é essencialmente poroso, de produtividade média, multicamada, não confinado a confinado. O subsistema Miocénico é poroso, de produtividade baixa a média, semiconfinado a confinado. O subsistema Plio-Quaternário contém duas unidades aquíferas: uma superficial, freática, com espessura que raramente ultrapassa 12 metros, e outra inferior, semi-confinada, com espessuras que podem atingir 50 metros.

As formações aquíferas dominantes no sistema correspondem aos Arenitos do Carrascal, Calcários apinhoados da Costa de Arnes, Arenitos finos de Lousões (Cretácico), formações do Miocénico e Paleogénico indiferenciados e aos depósitos plio-quaternários.

O funcionamento hidráulico do sistema aquífero é bastante complexo, mas o facto de o artesianismo não ser muito forte pode significar que existe alguma drenância de e/ou para as unidades adjacentes e/ou que as falhas mais importantes, como as dos vales dos rios Arunca e o Pranto, servem de estruturas drenantes com fluxo ascendente.

A direcção geral de fluxo do subsistema Cretácico apresenta escoamento longo, profundo e lento, em direcção ao mar e que se localiza no extremo NW do sistema aquífero de Louriçal, já o do subsistema Miocénico dá-se fundamentalmente em meio poroso e em sistema confinado/semiconfinado. No subsistema Plio-Quaternário o escoamento é centrífugo e faz-se para a densa rede hidrográfica que o recorta, servindo de estrutura drenante.

Capítulo 5 – Caracterização hidrogeológica

A recarga aquífera direta faz-se através da precipitação, infiltração profunda, através da recarga dos cursos de água com aluvionamento, como os rios Arunca e Anços para as unidades aflorantes e da recarga das camadas subjacentes. A descarga aquífera faz-se para o mar na zona noroeste da bacia hidrográfica do Louriçal e para a rede hidrográfica através das camadas superficiais. Em termos médios as saídas têm o mesmo valor que as entradas.

5.1.2 – Sistema aquífero Sicó-Alvaiázere

De acordo com Almeida *et al* (2000) o Sistema aquífero Sicó-Alvaiázere (Fig. 5.3) é um aquífero cársico, muito heterogéneo, cujas formações aquíferas dominantes são os calcários e dolomitos do Jurássico médio (Batoniano e Bajociano).

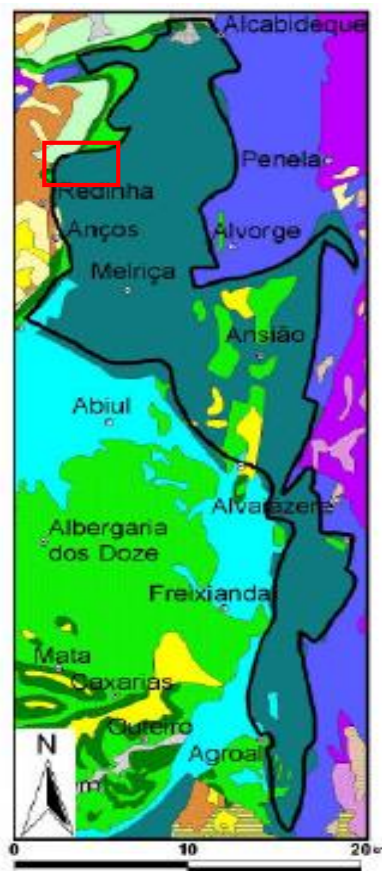


Figura 5.3 – Localização da área de estudo no sistema aquífero Sicó-Alvaiázere (adaptado de Almeida *et al.*, 2000)

De acordo com Almeida *et al* (2000) este é um sistema aquífero cársico, muito heterogéneo, cujas formações aquíferas dominantes são os calcários e dolomitos do Jurássico médio (Batoniano e Bajociano).

Quanto ao funcionamento hidráulico, a drenagem subterrânea encontra-se organizada em torno de um pequeno número de nascentes permanentes com caudal elevado. Existem outras, subsidiárias, com caudais mais modestos, permanentes ou temporárias. As unidades morfo-

estruturais condicionam os grandes traços da circulação regional e podem-se considerar dois sectores principais distintos: um sector W correspondente à linha de relevos Sicó-Rabaçal e, a E, um sector correspondente à linha de relevos Serra de Ansião-Alvaiázere.

As direções gerais de fluxo no sector oriental apresentam níveis que decrescem no sentido N-S, o que indica um escoamento no sentido das nascentes mais meridionais. O sector ocidental apresenta-se, em termos de circulação, dividido longitudinalmente, de forma assimétrica, representando a vertente W maior área de recarga pelo que alimenta as nascentes mais importantes: Anços, Ourão e Arrifana.

Como é característico de um meio cársico, os níveis sofrem flutuações muito rápidas e de grande amplitude.

5.2 – Hidrogeologia local - Aquíferos aluvionares

As massas de água subterrâneas que foram estudadas localizam-se fundamentalmente nos depósitos aluvionares quaternários - aquíferos aluvionares. A circulação evolui muito próximo da superfície em regime não-confinado.

Estas massas de água são captadas por um elevado número de poços que existem na área de estudo, principalmente nas zonas de menor relevo e próximo das linhas de água. Esta água é utilizada na sua maior parte para irrigação dos terrenos agrícolas envolventes.

5.2.1 – Pontos de água reconhecidos e medições *in situ*

No sentido de se efectuar a caracterização hidrogeológica (hidrodinâmica) e hidro(bio)química das massas de água locais (superficiais - linhas de água perenes - e subterrâneas - aquífero freático) procedeu-se, numa fase inicial, ao levantamento dos pontos de água locais. Para se obter uma boa representatividade espacial, foram seleccionados os seguintes pontos (localização na Fig. 3.4. e características gerais no Anexo 1):

- 31 poços (P): 18 na Rebolia; 6 em Relves e 7 em Tapéus;
- 1 exurgência (N) na Arrifana;
- 2 pontos na rede de drenagem (L) em Tapéus.

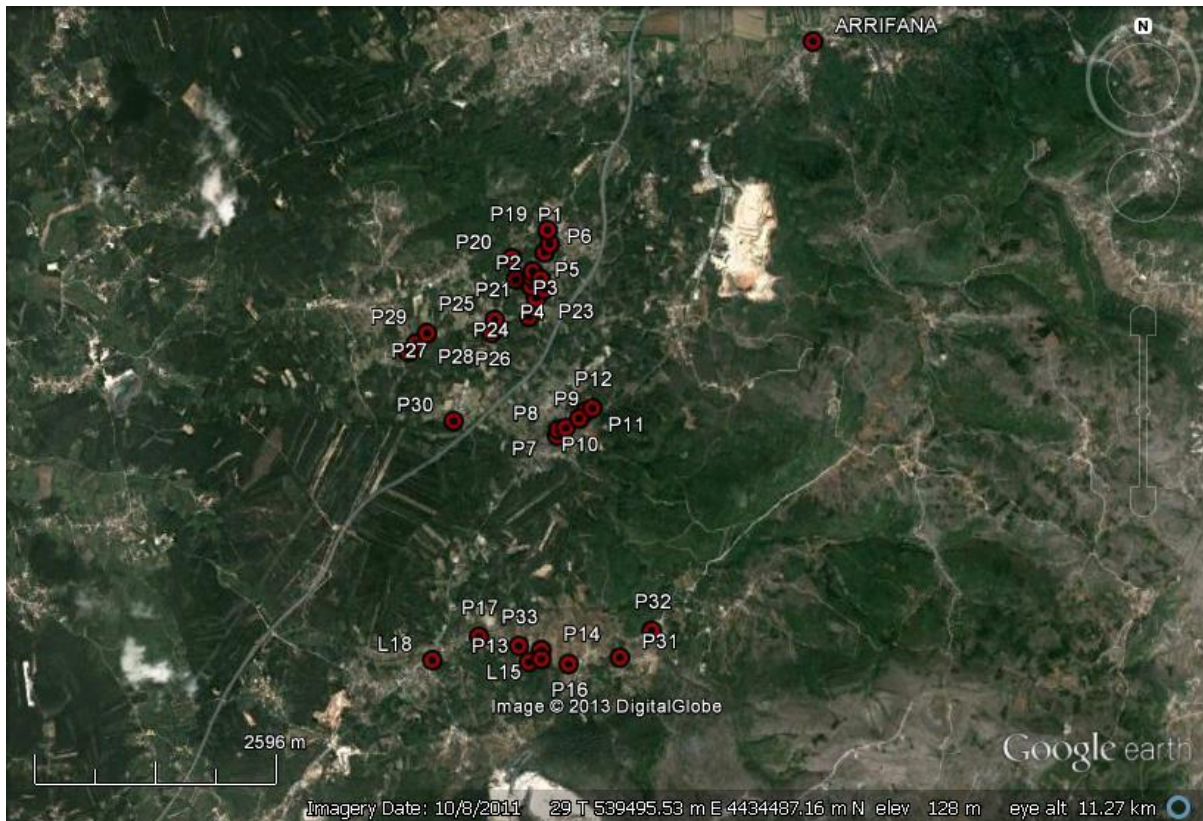


Figura 5.4 – Distribuição espacial dos pontos de água selecionados na área em estudo (Google Earth, 2013)

Dos 34 pontos de água apresentados no Anexo 1, 8 deles (P3, P4, P6, P8, P10, P11, P14 e P17) só foram utilizados para medição do nível freático (não foi viável a recolha de água dado as condições de degradação em que os poços se encontravam). Dois deles são linhas de água (L15 e L18) e outro (nascente da Arrifana) localiza-se fora da área de estudo e foi apenas escolhido como ponto de comparação e controlo.

Os pontos de água foram escolhidos tendo por base:

- A distribuição apresentada na Carta militar da área em estudo (folha nº 250, de Soure) onde se assinalaram a maioria dos poços existentes na região.

- As observações de campo; com base neste reconhecimento excluíram-se os poços que estavam selados e alguns que se encontravam demasiado próximos (distância < 20 m); contrariamente, seleccionaram-se aqueles que se encontravam próximos das linhas de água.

Para além dos poços foram também escolhidos dois locais de medição em linhas de água perenes, nomeadamente na área de Tapéus (L15 e L18) no sentido de verificar as eventuais correlações com os parâmetros físico-químicos das águas subterrâneas e das plantas estudadas. Em Rebolia e Relves as linhas de água encontravam-se secas, tendo aí sido feitas apenas recolhas em poços.

Capítulo 5 – Caracterização hidrogeológica

A selecção da nascente da Arrifana objectivou-se para o controlo e comparação paramétrica por ser um ponto de água que se situa a montante, mas relativamente perto da área em estudo e por, em princípio, não ter valores elevados de certos elementos.

5.2.2 – Piezometria e Hidrodinâmica aquífera

A hidrodinâmica subterrânea de uma unidade aquífera pode ser avaliada a partir da medição do nível freático e da construção de cartas de fluxo hídrico subterrâneo (cartas piezométricas).

No sentido de efectuar a caracterização hidrodinâmica das massas de água estudadas, procedeu-se então à medição do nível freático nos pontos seleccionados. Esta medição foi realizada em novembro de 2012 e os resultados estão expressos nas tabelas 5.1, 5.2, 5.3 e nas figuras seguintes (Fig. 5.5, 5.6 e 5.7).

Aquífero aluvionar da Rebolia

As medições da profundidade da água nos 18 pontos seleccionados nesta área de estudo apresentaram os valores indicados na Tabela 5.1.

Tabela 5.1 – Resultados das medições da profundidade da água na área da Rebolia (N.f. – Nível freático)

Pontos	M	P	Cota da sup. (m)	Prof. água (m)	N.f. (m)
P1	538884	4436335	109	1,05	107,95
P2	538788	4435957	91	4,45	86,55
P3	538831	4435847	88	2,04	85,96
P4	538689	4435882	87	1,48	85,52
P5	538701	4436041	94	3,66	90,34
P6	538831	4436244	102	1,72	100,28
P19	539961	4436480	119	1,18	117,82
P20	538480	4436178	100	0,65	99,35
P21	538695	4435982	91	3,10	87,9
P22	538522	4435954	88	4,70	83,3
P23	538740	4435752	82	2,40	79,6
P24	538665	4435552	75	0,80	74,2
P25	538297	4435519	75	2,05	72,95
P26	538265	4435379	75	3,87	71,13
P27	537367	4435169	75	1,60	73,4
P28	537447	4435261	75	2,20	72,8
P29	537567	4435374	75	2,35	72,65
P30	537859	4434433	75	2,10	72,9

Capítulo 5 – Caracterização hidrogeológica

Com base nestes registos construiu-se a carta de fluxo para o aquífero aluvionar deste local (Fig. 5.5), a qual expressa as seguintes características hidrodinâmicas:

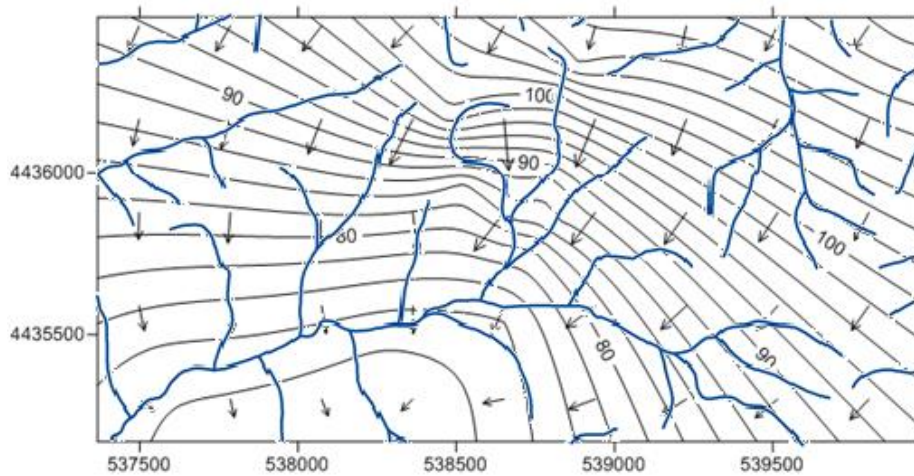


Figura 5.5 – Carta piezométrica para o aquífero aluvionar da zona da Rebolia (registos de campo de Novembro de 2012)

- O sentido geral do fluxo hídrico é de N-S;
- Este sentido acompanha grosseiramente o sentido do escoamento superficial;
- O gradiente hidráulico e conseqüentemente, a velocidade de escoamento, são mais acentuados na zona central da área estudada; este facto resulta das variações topográficas locais e da atitude geral das formações sedimentares.

Aquífero aluvionar de Relves

As medições da profundidade da água nos 6 pontos seleccionados nesta área de estudo apresentaram os valores indicados na Tabela 5.2.

Tabela 5.2 – Resultados das medições da profundidade da água na área de Relves (N.f. – Nível freático)

Pontos	M	P	Cota da sup.(m)	Prof. água (m)	N.f. (m)
P7	538975	4434282	99	2,14	96,88
P8	538991	4434347	100	3,47	96,53
P9	539066	4434366	100	2,48	97,52
P10	539211	4434467	100	5,31	94,69
P11	539284	4434543	106	5,66	100,34
P12	539352	4434579	110	4,14	105,86

Estes registos permitiram a construção da carta de fluxo para o aquífero aluvionar deste local (Fig. 5.6). Esta expressa as seguintes características hidrodinâmicas:

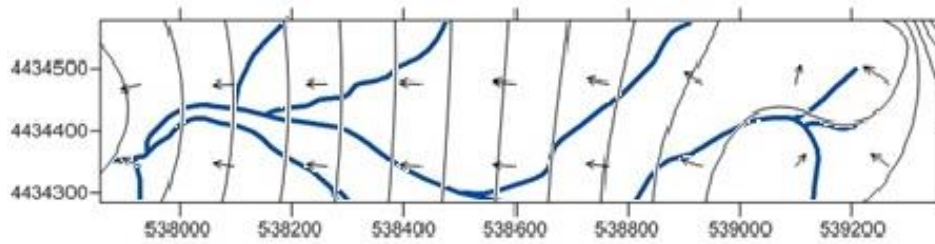


Figura 5.6 – Carta piezométrica para o aquífero aluvionar da zona de Relves (registos de campo de Novembro de 2012).

- O sentido geral do fluxo hídrico subterrâneo é de E-W;
- Este sentido acompanha claramente o sentido do escoamento superficial;
- A velocidade de escoamento é aproximadamente constante em toda a área estudada; este facto traduz a muito reduzida variação topográfica; contudo no extremo E desta área, verifica-se uma tendência para o aumento do gradiente hidráulico, que resultará de variações na topografia e na litologia locais.

Aquífero aluvionar de Tapéus

As medições da profundidade da água nos 9 pontos seleccionados neste local apresentaram os valores indicados na Tabela 5.3.

Tabela 5.3 – Resultados das medições da profundidade da água na área de Tapéus (N.f. – Nível freático)

Pontos	M	P	Cota da Sup.(m)	Prof. água (m)	N.f. (m)
P13	538682	4431852	75	2,48	72,52
P14	538816	4431981	75	0,98	74,02
L15	538817	4431886	75	1,5	73,5
P16	539112	4431838	88	2,22	85,78
P17	538144	4432122	75	3,2	71,8
L18	537644	4431867	69	1,84	67,16
P31	539661	4431913	106	2,10	103,9
P32	540001	4432206	125	1,10	123,9
P33	538574	4432025	75	1,35	73,65

Estes registos permitiram a construção da carta de fluxo para o aquífero aluvionar que evolui neste local (Fig. 5.7). Esta carta expressa as seguintes características hidrodinâmicas:

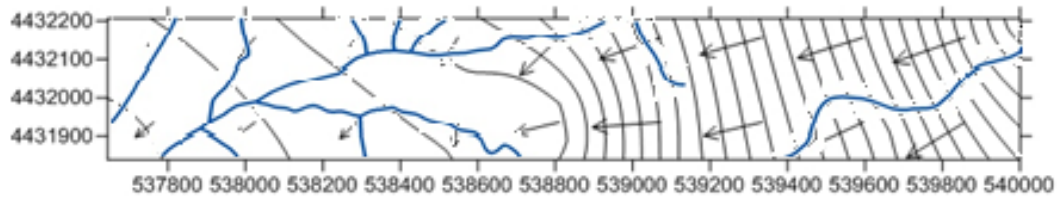


Figura 5.7. – Carta piezométrica para o aquífero aluvionar da zona de Tapéus (registos de campo de Novembro de 2012)

- O fluxo hídrico neste aquífero apresenta um sentido geral de E-W no troço inicial e NE-SW nos troços intermédio e terminal;
- Este sentido acompanha grosseiramente o sentido do escoamento das linhas de água principais;
- Contrariamente aos casos anteriores, a velocidade de escoamento da água aquífera apresenta acentuadas variações espaciais: velocidades mais elevadas nas zonas a montante e velocidades consideravelmente mais baixas nos sectores a jusante; este facto resultará, em parte, do relevo ser progressivamente mais acidentado para E; no entanto, as variações litológicas e estruturais também contribuem para esta assimetria hidrodinâmica: os depósitos aluvionares têm maior expressão a W, enquanto que a E predominam as formações cretácicas com estratificação mergulhante para W.

5.2.3 – Modelo hidrogeológico conceptual

Os aquíferos aluvionares presentes nos três locais estudados apresentam enquadramentos e características hidrogeológicas muito semelhantes, que resumidamente são:

- Nos três casos o suporte litológico é constituído por formações porosas com estrutura móvel (aluviões);
- Estes aquíferos assentam em formações menos permeáveis e impermeáveis do Cretácico;
- O regime hidrodinâmico é não-confinado (freático);
- A recarga aquífera decorre principalmente a partir da precipitação atmosférica e da infiltração profunda associada; contudo, a transferência de água a partir das linhas de água, nomeadamente das perenes durante o período invernal, constitui outro processo de recarga; pontualmente poderá ocorrer recarga do aquífero aluvionar a partir de domínios mais profundos (artesianismo) através de fracturas.
- A descarga natural resulta da transferência de água para níveis estratigráficos mais profundos, para a superfície através de nascentes, por evapotranspiração e para a rede de drenagem no período estival. A descarga induzida resulta da captação das águas em poços e em furos.

Capítulo 5 – Caracterização hidrogeológica

- Nos três casos estudados, verifica-se uma acentuada proximidade hidrodinâmica entre as massas de água superficiais (precipitação, retenção e escoamento) e a água presente nos aquíferos aluvionares analisados.

Capítulo 6 – Hidroquímica e Biomonitorização das águas

6.1 – Química das águas

Há diversos factores que afectam os elementos dissolvidos nas águas, logo a sua composição geoquímica, tais como: origem da água, composição inicial da água (tipo e quantidade de substâncias dissolvidas), pH, temperatura, Eh, composição do solo e da rocha, tempo de residência da água e presença de seres vivos (tipo e quantidade).

Nos pontos seguintes são analisados os parâmetros físico-químicos das águas amostradas, sendo também classificadas do ponto de vista hidroquímico. Para perceber como estes elementos se relacionam entre si é feita a correlação entre as variáveis e a análise em componentes principais.

6.1.1 – Composição físico-química das águas

As variações temporais na composição físico-química das águas dependem do caudal e do regime de escoamento, nomeadamente para as águas superficiais. No caso das águas subterrâneas, está dependente da geologia local e do tempo de residência da água no aquífero.

Os parâmetros físico-químicos recolhidos *in situ* e as análises químicas realizadas encontram-se representados nas tabelas 6.1 a 6.4.

Capítulo 6 – Hidroquímica e Biomonitorização das águas

Tabela 6.1 – Resumo dos resultados das análises físico-químicas dos pontos de águas subterrâneas estudados (n=24, amostragem efectuada em Novembro de 2012)

Variável	Unidade	Média	Mediana	Mínimo	Máximo	Desvio padrão	Coef. de variação
T	°C	14,9	14,6	12,8	17,9	1,4	0,09
CE	µs/cm	561	488	318	1163	224	0,40
pH		7,1	7,1	6,7	8,0	0,3	0,04
HCO ₃	mg/L	402	389	218	693	116	0,29
Cl	mg/L	57	39	6	250	55	0,96
NO ₃	mg/L	4,04	1,55	1,00	17,00	4,68	1,16
SO ₄	mg/L	5,37	4,68	0,54	15,37	4,04	0,75
PO ₄	mg/L	0,06	0,01	0,00	0,25	0,08	1,40
Ca	mg/L	98,91	95,24	54,40	167,22	27,77	0,28
Mg	mg/L	15,80	13,58	3,25	61,95	11,92	0,75
Na	mg/L	49,09	37,52	8,50	173,80	42,97	1,07
K	mg/L	8,10	2,75	1,03	77,23	15,66	1,93
Cu	µg/L	6,92	5,74	0,47	35,34	5,66	0,82
Pb	µg/L	0,88	0,64	0,01	3,69	0,84	0,95
Cr	µg/L	1,15	0,78	0,22	4,88	1,13	0,98
Ni	µg/L	16,60	13,91	0,25	38,63	11,32	0,68
Co	µg/L	5,28	3,40	0,38	18,09	5,21	0,99
Cd	µg/L	0,08	0,05	0,02	0,26	0,07	0,88
As	µg/L	0,77	0,59	0,02	2,06	0,65	0,85
U	µg/L	14,40	7,19	0,39	83,30	20,77	1,44

Tabela 6.2 – Resumo dos resultados das análises físico-químicas dos pontos de águas superficiais estudados (n=2, amostragem efectuada em Novembro de 2012; <l.d. – abaixo do limite de detecção)

Variável	Unidade	Média	Mínimo	Máximo
T	°C	13,0	12,5	13,5
CE	µs/cm	503	489	518
pH		7,6	7,6	7,6
HCO ₃	mg/L	427	415	439
Cl	mg/L	44	37	60
NO ₃	mg/L	8,47	6,16	10,78
SO ₄	mg/L	3,91	2,47	5,36
PO ₄	mg/L	0,03	0,01	0,05
Ca	mg/L	129,75	128,67	130,84
Mg	mg/L	8,22	7,82	8,63
Na	mg/L	35,10	33,02	37,17
K	mg/L	6,80	5,89	7,73
Cu	µg/L	5,93	4,86	6,99
Pb	µg/L	0,42	0,42	0,42
Cr	µg/L	0,98	0,77	1,20
Ni	µg/L	10,00	9,50	10,50
Co	µg/L	3,97	2,47	5,47
Cd	µg/L	0,03	0,02	0,04
As	µg/L	1,04	0,02	2,06
U	µg/L	15,05	14,40	15,70

Capítulo 6 – Hidroquímica e Biomonitorização das águas

Tabela 6.3 – Resumo dos resultados das análises físico-químicas dos pontos de águas subterrâneas estudados (n=24, amostragem efectuada em Maio de 2013; <l.d. – abaixo do limite de detecção)

Variável	Unidade	Média	Mediana	Mínimo	Máximo	Desvio padrão	Coef. de variação
T	°C	15,4	15,3	13,9	17,6	0,94	0,06
CE	µs/cm	581	513	252	1346	249,33	0,43
pH		6,9	6,9	6,5	7,8	0,29	0,04
HCO ₃	mg/L	474	472	246	704	119,10	0,25
Cl	mg/L	43	29	11	284	54	1,26
NO ₃	mg/L	8,03	4,05	0,00	41,80	10,73	1,33
SO ₄	mg/L	1,30	1,05	0,10	4,06	1,04	0,80
PO ₄	mg/L	0,05	0,03	0,00	0,21	0,06	1,23
Ca	mg/L	128,68	126,09	59,92	178,77	32,83	0,26
Mg	mg/L	11,64	10,69	1,05	50,99	9,59	0,82
Na	mg/L	33,00	25,20	10,02	144,07	28,75	0,87
K	mg/L	6,53	2,20	0,90	57,53	11,93	1,83
Cu	µg/L	16,08	14,83	6,90	39,56	6,73	0,42
Pb	µg/L	0,33	0,16	< l.d.	1,21	0,40	1,22
Zn	µg/L	10,47	9,85	< l.d.	22,30	5,55	0,53
Cr	µg/L	0,26	0,25	0,02	0,61	0,17	0,66
Ni	µg/L	71,12	70,50	< l.d.	104,20	25,46	0,36
Co	µg/L	1,36	1,24	0,37	3,17	0,79	0,58
Cd	µg/L	1,26	0,09	< l.d.	6,04	2,00	1,58
As	µg/L	1,18	1,00	0,05	3,69	1,05	0,88
U	µg/L	9,45	5,81	0,87	40,07	11,30	1,20

Capítulo 6 – Hidroquímica e Biomonitorização das águas

Tabela 6.4 – Resumo dos resultados das análises físico-químicas dos pontos de águas superficiais estudados (n=2, amostragem efectuada em Maio de 2013; <l.d. – abaixo do limite de detecção)

Variável	Unidade	Média	Mínimo	Máximo
T	°C	14,9	13,9	15,9
CE	µs/cm	583	576	589
pH		7,79	7,76	7,82
HCO ₃	mg/L	559	554	564
Cl	mg/L	29	28	30
NO ₃	mg/L	< l.d.	< l.d.	< l.d.
SO ₄	mg/L	0,467	0,465	0,470
PO ₄	mg/L	0	0	0
Ca	mg/L	152,24	149,66	154,82
Mg	mg/L	6,99	6,93	7,05
Na	mg/L	22,87	21,85	23,90
K	mg/L	3,67	3,19	4,15
Cu	µg/L	9,22	8,67	9,78
Pb	µg/L	0,07	0,02	0,12
Zn	µg/L	8,60	< l.d.	22,30
Cr	µg/L	0,17	0,15	0,19
Ni	µg/L	54,75	34,50	75,00
Co	µg/L	0,91	0,71	1,10
Cd	µg/L	< l.d.	< l.d.	< l.d.
As	µg/L	0,49	0,12	0,87
U	µg/L	4,14	3,63	4,64

6.1.1.1 – Temperatura

As características físicas e químicas (densidade, capacidade de dissolução de gases e sólidos, a acidez, a alcalinidade e o desenvolvimento de organismos vivos) da água são função da temperatura (Lopes, 2008). A temperatura das águas varia consoante a época do ano e o período do dia. Geralmente as águas subterrâneas apresentam menor sensibilidade às variações externas de temperatura, em relação às águas superficiais, sendo esta muito pouco variável ao longo do ano.

A temperatura média na primeira colheita foi de 14,8 °C, com mínima de 12,8 °C e máxima de 17,9 °C (Fig. 6.1). Na segunda colheita a temperatura média foi de 15,3 °C, com mínima de 13,9 °C e máxima de 17,6 °C.

A temperatura é mais alta na primeira colheita (Novembro) em nove pontos e mais alta na segunda colheita (Maio) em quinze pontos. As maiores temperaturas registadas em alguns pontos na primeira colheita podem-se prender com o facto de que nessa altura ainda não tinha chovido, tendo sido o Outono e Inverno uma sucessão de meses secos. Em contrapartida, aquando da segunda colheita, umas semanas antes e em meses anteriores tinha chovido bastante. As grandes variações de temperatura encontradas nas águas subterrâneas devem-se à quantidade de água nos poços aquando da altura das colheitas e da quantidade de radiação solar que recebem durante o dia.

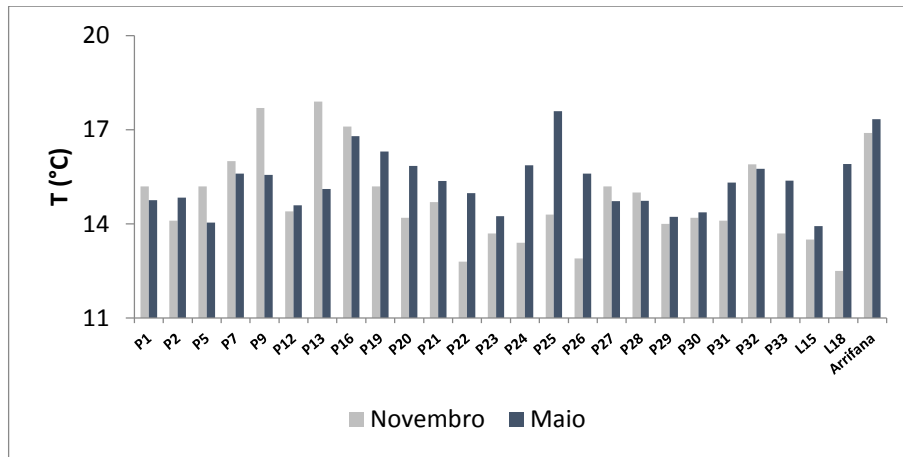


Figura 6.1 – Variação sazonal da temperatura nas águas da área de estudo

6.1.1.2 – Condutividade eléctrica – CE

Define-se como a capacidade da água para conduzir a electricidade. A condutividade de uma solução é função directa da concentração de iões em solução e da temperatura, esta última numa razão 2%/°C (Custodio e Llamas, 1983). Os seus valores representam a carga mineral presente na água, a geologia e geoquímica local ou regional. Quanto mais sais dissolvidos na água, maior a condutividade eléctrica.

A condutividade eléctrica na primeira colheita tem uma média de 557 $\mu\text{S}/\text{cm}$, com mínimo de 318 $\mu\text{S}/\text{cm}$ e máximo de 1163 $\mu\text{S}/\text{cm}$ (Fig. 6.2). Na segunda colheita apresenta uma média de 581 $\mu\text{S}/\text{cm}$, com mínimo de 252 $\mu\text{S}/\text{cm}$ e máximo de 1346 $\mu\text{S}/\text{cm}$.

Tendo presente na região de estudo arenitos, argilas e calcários, compreendem-se os valores elevados da condutividade eléctrica em todos os pontos de amostragem. Estes valores não variam muito nas duas colheitas e os pontos que apresentam maiores valores de condutividade eléctrica encontram-se nas formações dos Arenitos e Argilas de Taveiro (P30) e Arenitos do Carrascal (P1 e P19).

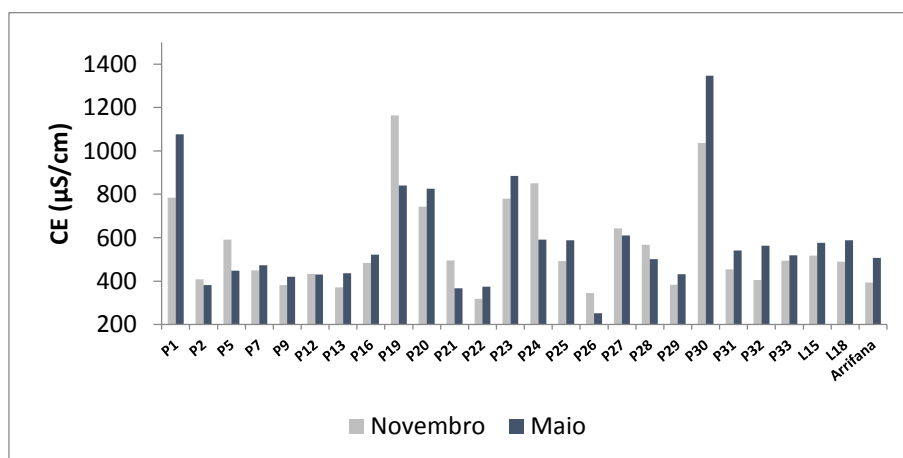


Figura 6.2 – Variação sazonal da condutividade eléctrica nas águas da área de estudo

6.1.1.3 – pH

O potencial hidrogeniônico (pH) representa a intensidade das condições ácidas ou alcalinas de uma solução (Lopes, 2008). Varia de acordo com a temperatura e a composição de cada substância (concentração de ácidos, metais, sais, entre outros).

O pH encontra-se na gama de intervalos normais para as águas subterrâneas (6,5 a 8) e águas superficiais (4 a 9) e não apresenta grandes variações entre as duas colheitas (Fig. 6.3).

Os pontos que apresentam maiores valores de pH são as linhas de água (L15 e L18) e os poços P25 e P30. Talvez porque quanto maior a superfície de exposição maior o pH devido ao CO₂. A maioria dos valores do pH são ácidos, o que indica águas com tempos de residência curtos e conseqüentemente com considerável proximidade à água das chuvas.

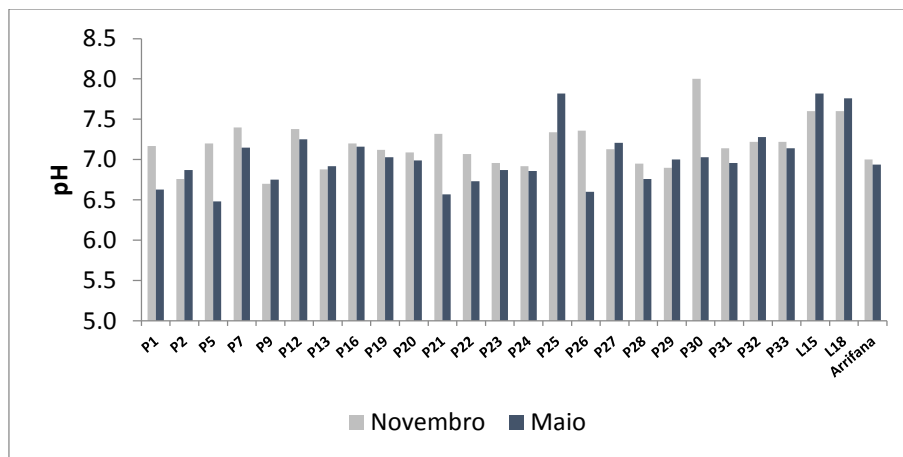


Figura 6.3 – Variação sazonal do pH das águas da área de estudo

6.1.1.4 – Principais constituintes químicos

Com base nos resultados das análises químicas das águas, das quais se apresentam resumo estatístico nas tabelas 6.1 a 6.4 elaboraram-se os gráficos representados nas figuras 6.4 a 6.11.

O bicarbonato na primeira colheita apresenta uma média de 402 mg/L, com mínimo de 218 mg/L e máximo de 693 mg/L (Fig. 6.4). Na segunda colheita a média é de 474 mg/L, com mínimo de 246 mg/L e máximo de 704 mg/L.

Os valores de bicarbonato não variam muito nas duas colheitas, sendo que são mais altos na segunda colheita, excepto para o ponto P19 e P23.

Os valores mais altos na segunda colheita podem ser justificados pela acção das chuvas que lixiviaram os calcários e libertaram bicarbonato para a água antes de ele precipitar.

Capítulo 6 – Hidroquímica e Biomonitorização das águas

Os pontos que apresentam valores mais altos (P1, P19 e P30) estarão influenciados pela geologia local, pois encontram-se perto de formações calcárias.

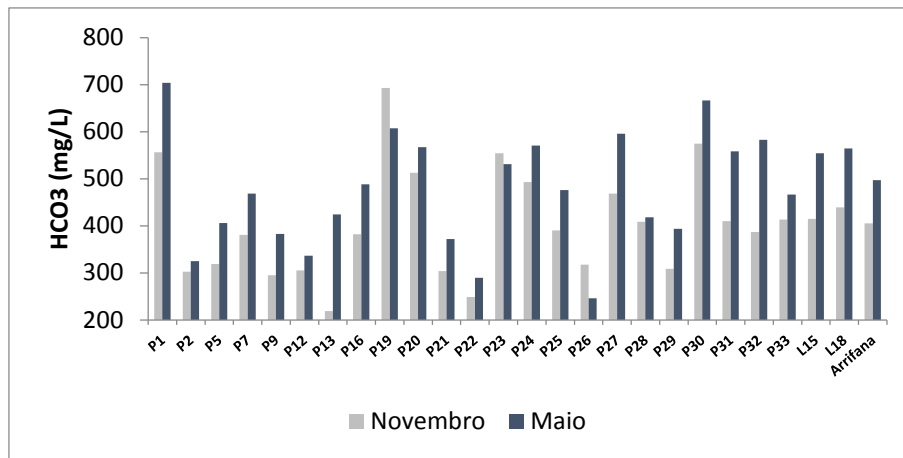


Figura 6.4 – Variação sazonal das concentrações de bicarbonato nas águas da área de estudo

O cloreto na primeira colheita apresenta uma média de 56 mg/L, com mínimo de 6 mg/L e máximo de 250 mg/L (Fig. 6.5). Na segunda colheita a média é de 42 mg/L, com mínimo de 12 mg/L e máximo de 276 mg/L. Os valores de cloreto não variam muito nas duas colheitas, excepto para o ponto P19 que apresenta uma grande descida na segunda colheita (de 192 mg/L para 69 mg/L). Os pontos que apresentam valores mais altos são os pontos que P19, na primeira colheita, e o P30. Isto pode ser justificado pelo facto do ponto P19 apanhar águas mais profundas associadas ao soco e estar próximo da zona de recarga (houve diluição no período de chuva) e o ponto P30 pode ter influência do diapiro de Soure, já que se encontra relativamente perto deste, ou ter influência de outras águas profundas.

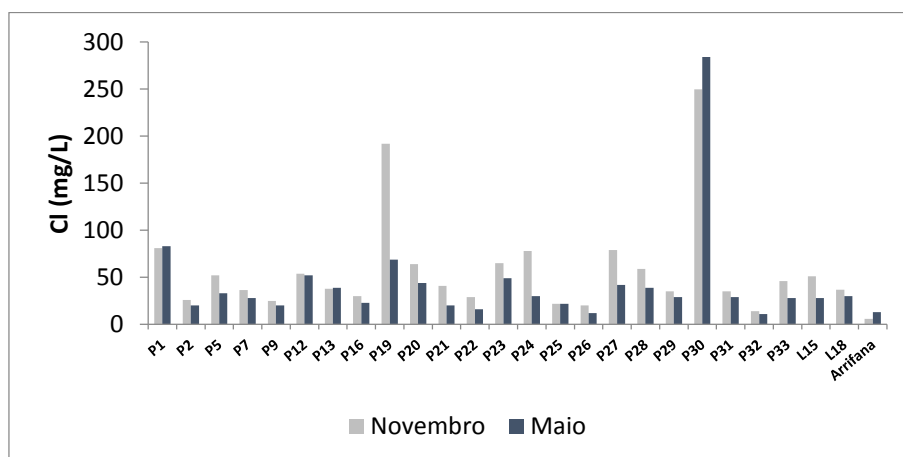


Figura 6.5 – Variação sazonal das concentrações de cloreto nas águas da área de estudo

O nitrato na primeira colheita apresenta uma média de 4 mg/L, com mínimo de 1 mg/L e máximo de 17 mg/L (Fig. 6.6). Na segunda colheita a média é de 7 mg/L, com mínimo abaixo

Capítulo 6 – Hidroquímica e Biomonitorização das águas

do limite de detecção (0,15 mg/L) e um máximo de 42 mg/L. Os valores de nitrato sofrem algumas variações nas colheitas, o que pode ser justificado tanto por factores antropogénicos relacionados com actividades agrícolas ou agropecuárias como pela falta de uso dos poços sem frequentes limpezas de plantas aquáticas com o consequente aumento de matéria orgânica e sua decomposição. Os valores nos pontos P1, P19, P20, P21, P23 e P25 sofreram um grande aumento da primeira para a segunda colheita, enquanto que, os pontos P7, L15, L18, P26, P27, P29, P30, P31, P32 e Arrifana apresentam valores abaixo do limite de detecção na segunda colheita.

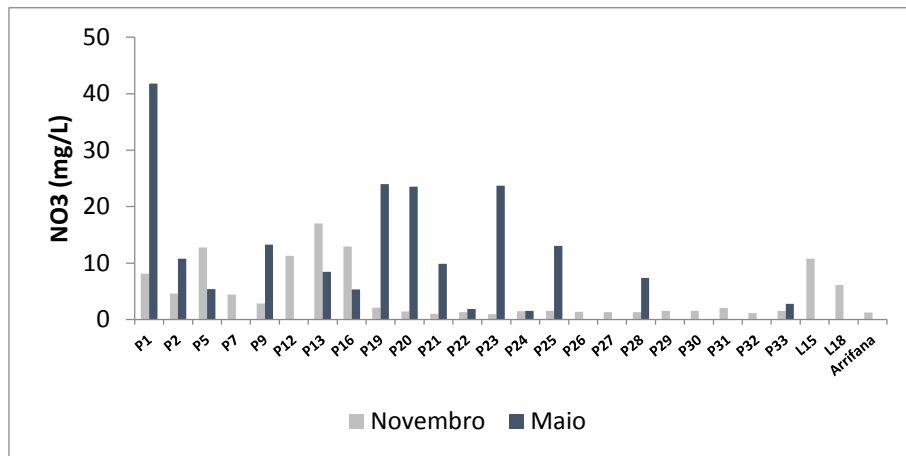


Figura 6.6 – Variação sazonal das concentrações de nitrato nas águas da área de estudo

O sulfato na primeira colheita apresenta uma média de 5 mg/L, com mínimo de 0,5 mg/L e máximo de 15 mg/L (Fig. 6.7). Na segunda colheita a média é de 1 mg/L, com mínimo abaixo do limite de detecção (0,01 mg/L) e máximo de 4 mg/L. Os valores de sulfato sofrem, na sua maioria, grandes variações da primeira para a segunda colheita, sendo que são mais altos na primeira colheita, excepto nos pontos P20 e P23. O sulfato pode estar relacionado com actividades agrícolas (adubos). Sendo um sal bastante solúvel, é facilmente justificada a presença de valores mais elevados na primeira colheita (época seca) comparativamente com a segunda colheita, onde será facilmente lixiviado.

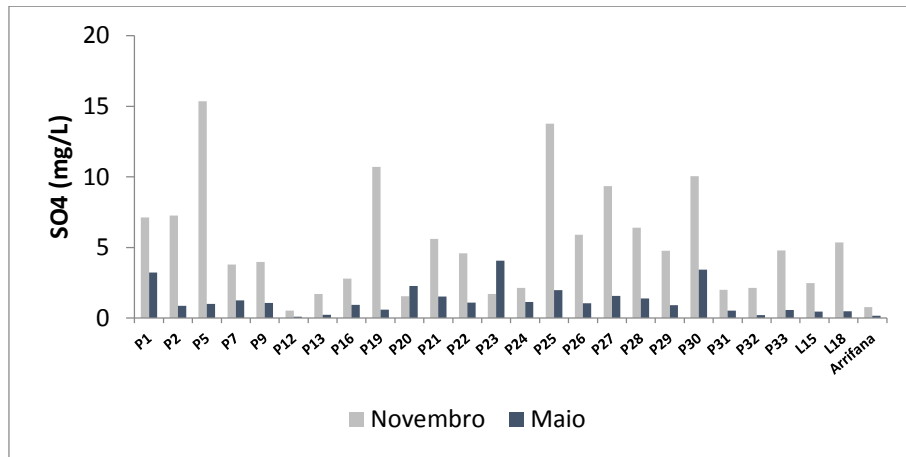


Figura 6.7 – Variação sazonal das concentrações de sulfato nas águas da área de estudo

O fosfato na primeira colheita apresenta uma média de 0,06 mg/L, com mínimo abaixo do limite de detecção (0,01 mg/L) e máximo de 0,25 mg/L (Fig. 6.8). Na segunda colheita a média é de 0,04 mg/L, com mínimo abaixo do limite de detecção (0,01 mg/L) e máximo de 0,21 mg/L. De todos os elementos maiores o fosfato é o que apresenta valores mais baixos. Estes valores sofrem algumas variações nas duas colheitas, sendo mais altos na primeira colheita para os pontos P1, P12, P16, P27, P30 e Arrifana e na segunda colheita para os pontos P19, P22, P28, P31 e P32. Os pontos P7, P25 e P26 apresentam valores nulos na primeira colheita e os pontos P2, P5 e P21 na segunda colheita. Os pontos P9, P23, P24, P29 e P33 não têm fosfatos em nenhuma das colheitas. Estes grandes aumentos dos valores podem estar relacionados com a utilização de fertilizantes fosfatados nos terrenos agrícolas que rodeiam os poços. Contudo, os valores encontrados são, no seu conjunto, relativamente baixos, pelo que o seu significado é diminuto.

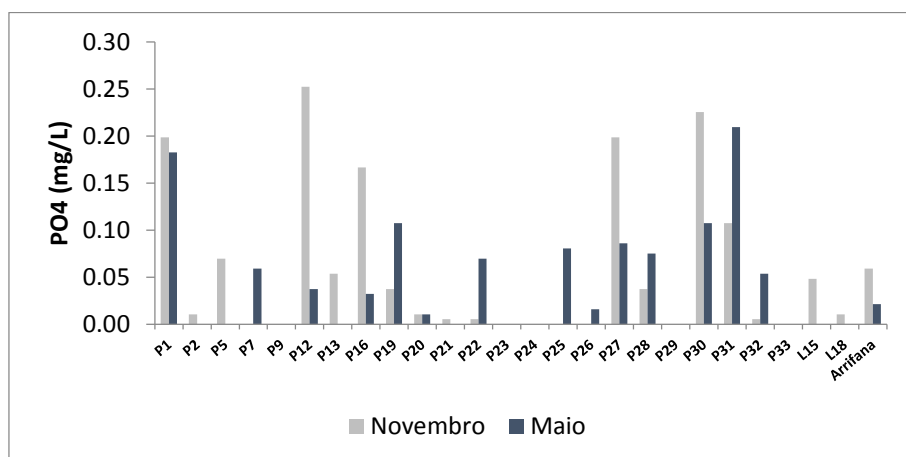


Figura 6.8 – Variação sazonal das concentrações de fosfato nas águas da área de estudo

O cálcio na primeira colheita apresenta uma média de 101 mg/L, com mínimo de 54 mg/L e máximo de 167 mg/L (Fig. 6.9). Na segunda colheita a média é de 130 mg/L, com

Capítulo 6 – Hidroquímica e Biomonitorização das águas

mínimo de 60 mg/L e máximo de 179 mg/L. Os valores de cálcio não variam muito nas duas colheitas, sendo que são mais altos na segunda colheita, excepto para o ponto P26. Os elevados valores de cálcio presentes nas amostras serão devidos à dissolução dos calcários da região, demonstrando uma íntima ligação com factores litológicos.

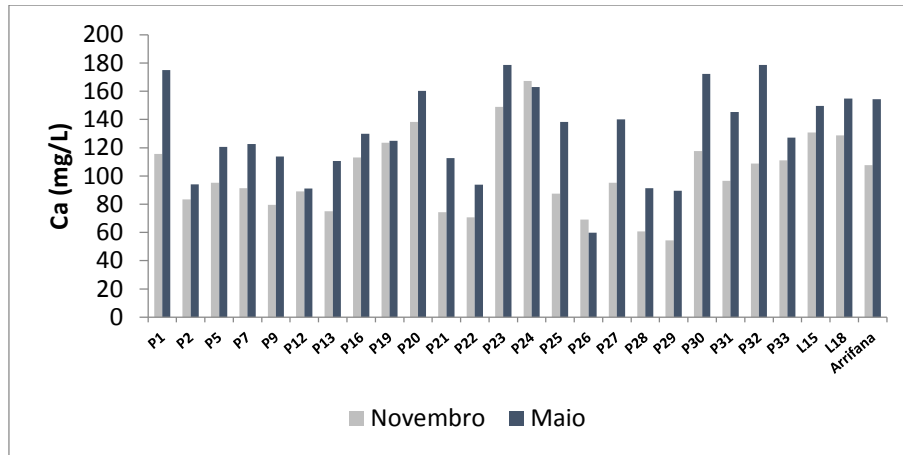


Figura 6.9 – Variação sazonal das concentrações do cálcio nas águas da área de estudo

O magnésio na primeira colheita apresenta uma média de 15 mg/L, com mínimo de 3 mg/L e máximo de 62 mg/L (Fig. 6.10). Na segunda colheita a média é de 11 mg/L, com mínimo de 1 mg/L e máximo de 51 mg/L. Os valores de magnésio não variam muito nas duas colheitas, sendo que são mais altos na primeira colheita, excepto para os pontos P13 e P33. O ponto P30 apresenta valores elevados relativamente aos outros pontos, o que se pode dever ao facto dele se encontrar rodeado por calcários dolomíticos ou será proveniente da proximidade ao diapiro.

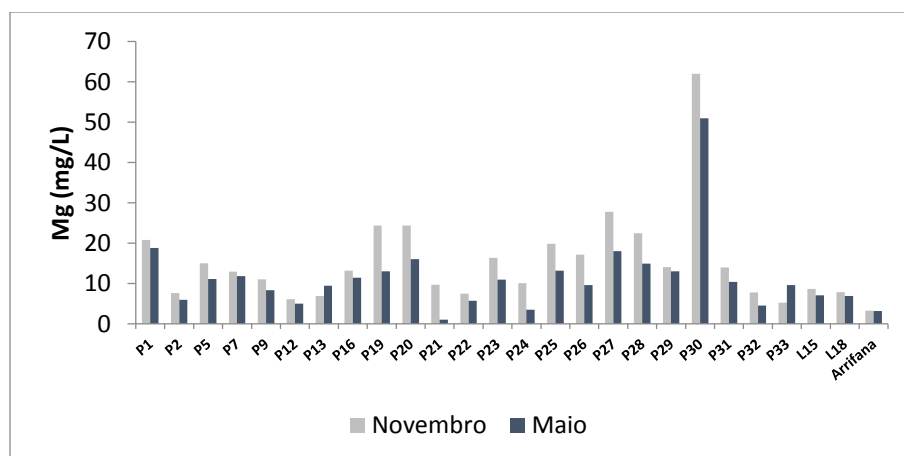


Figura 6.10 – Variação sazonal das concentrações do magnésio nas águas da área de estudo

Capítulo 6 – Hidroquímica e Biomonitorização das águas

O sódio na primeira colheita apresenta uma média de 48 mg/L, com mínimo de 9 mg/L e máximo de 174 mg/L (Fig. 6.11). Na segunda colheita a média é de 32 mg/L, com mínimo de 10 mg/L e máximo de 144 mg/L. Os valores de sódio não variam muito nas duas colheitas, excepto para o ponto P19 onde há uma grande descida da primeira para a segunda colheita. Isto pode ser devido a actividades antrópicas (efluentes agropecuários ou domésticos), que os concentram mais na primeira colheita (época seca) e os diluem na segunda colheita (antes da chuva) ou à proximidade a um diapiro com uma recarga muito alta (provoca a diluição). O ponto P30 apresenta valores elevados em ambas as colheitas para o sódio e o cloreto, o que parece representar a presença de águas provenientes de um diapiro. Os pontos apresentam valores mais altos para a primeira colheita, excepto os pontos P7, P12, P13 e Arrifana, provavelmente efeito de diluição.

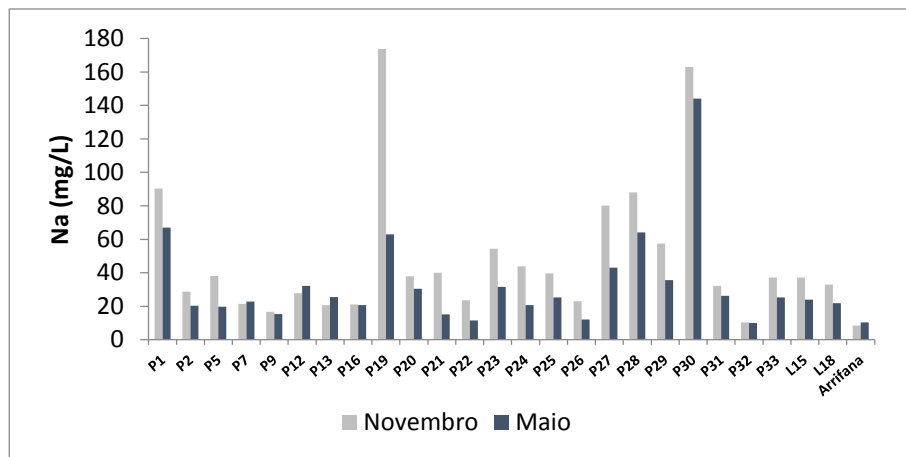


Figura 6.11 – Variação sazonal das concentrações do sódio nas águas da área de estudo

O potássio na primeira colheita apresenta uma média de 8 mg/L, com mínimo de 1 mg/L e máximo de 77 mg/L (Fig. 6.12). Na segunda colheita a média é de 6 mg/L, com mínimo de 0,9 mg/L e máximo de 58 mg/L. Os valores de potássio não variam muito nas duas colheitas, excepto para o P12 e P19 onde há uma grande descida na segunda colheita, o que se justifica pelo efeito de diluição dos efluentes de actividades antrópicas tal como referido anteriormente. O ponto P19 apresenta valores muito elevados relativamente aos outros pontos tendo um comportamento similar ao sódio. A primeira colheita é a que apresenta valores mais altos, excepto para os pontos P13, P21, P22, P23, P24, P25, P33 e Arrifana, reflectindo uma origem natural associada às águas subterrâneas.

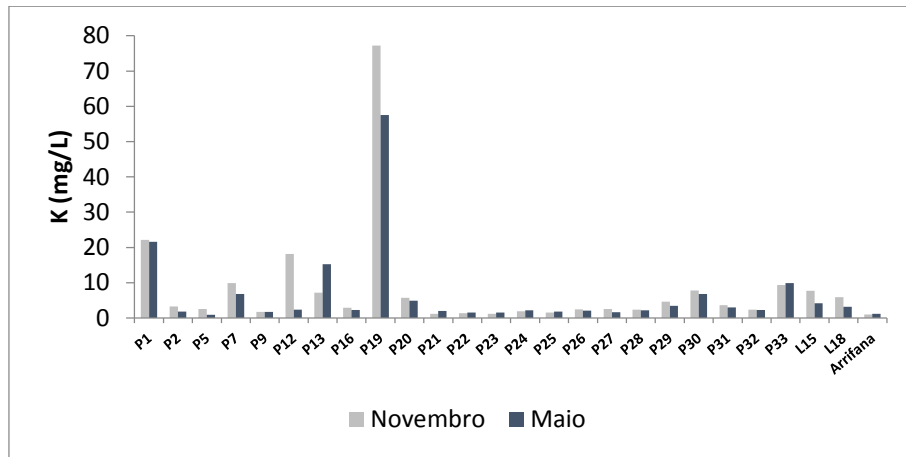


Figura 6.12 – Variação sazonal das concentrações do potássio nas águas da área de estudo

6.1.1.5 – Classificação Hidroquímica de Piper

Os diagramas de Piper são uma forma prática de representar a composição química das águas em termos dos seus principais iões. O diagrama é construído através da representação proporcional, em miliequivalentes por litro (meq/L), dos catiões e aniões principais [Ca^{2+} , Mg^{2+} , ($\text{Na}^+ + \text{K}^+$); HCO_3^- , Cl^- , SO_4^{2-}]. A projecção no diagrama permite classificar as águas em tipos ou fácies hidroquímicas.

Na figura 6.13 estão representadas a projecção das amostras das duas colheitas (Novembro e Maio) para os três locais (Rebolia, Relves e Tapéus).

Capítulo 6 – Hidroquímica e Biomonitorização das águas

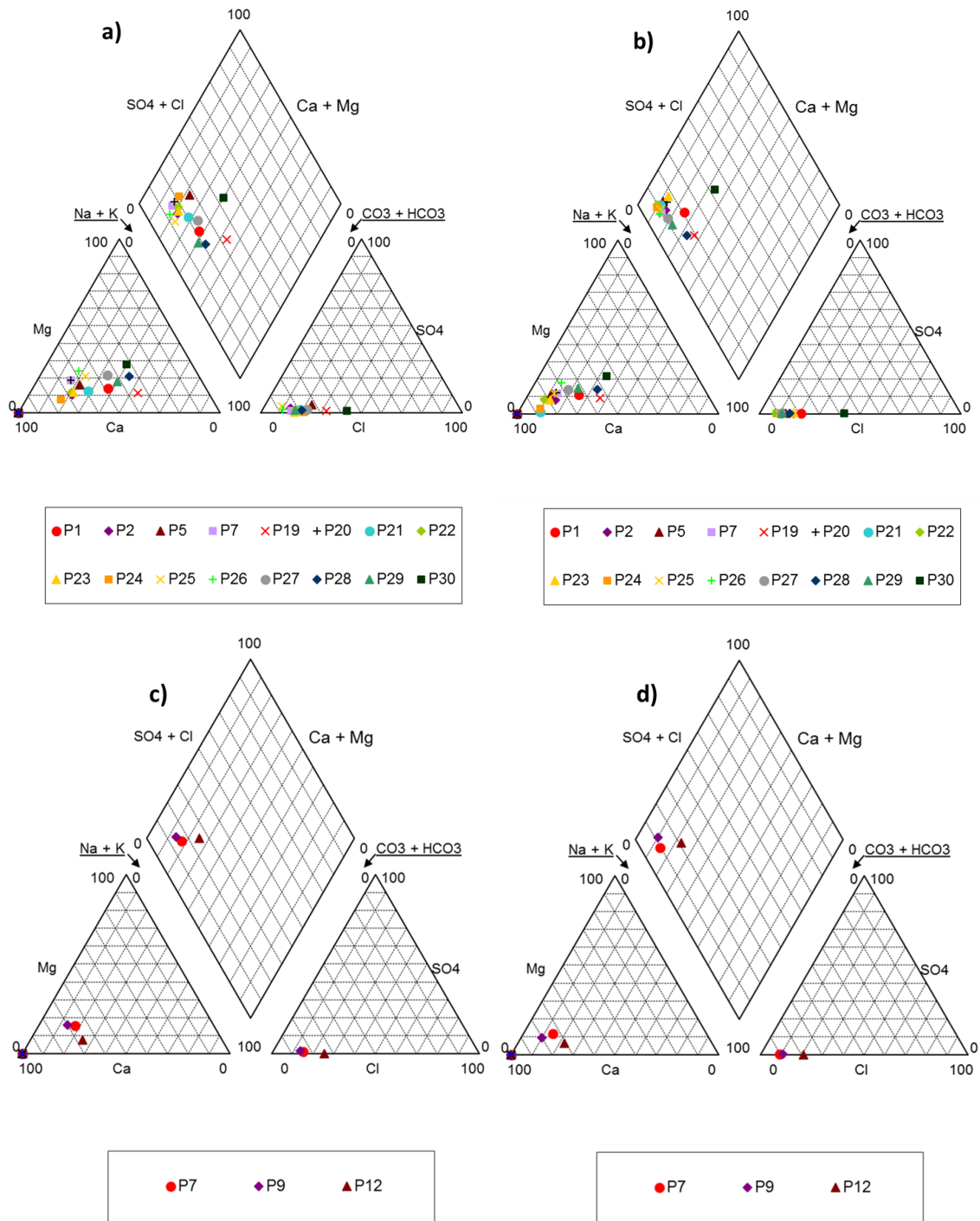


Figura 6.13 – Classificação em Diagramas de Piper das águas da área de estudo: a) – Rebolia 1ª Colheita; b) – Rebolia 2ª Colheita; c) – Relves 1ª Colheita; d) – Relves 2ª Colheita

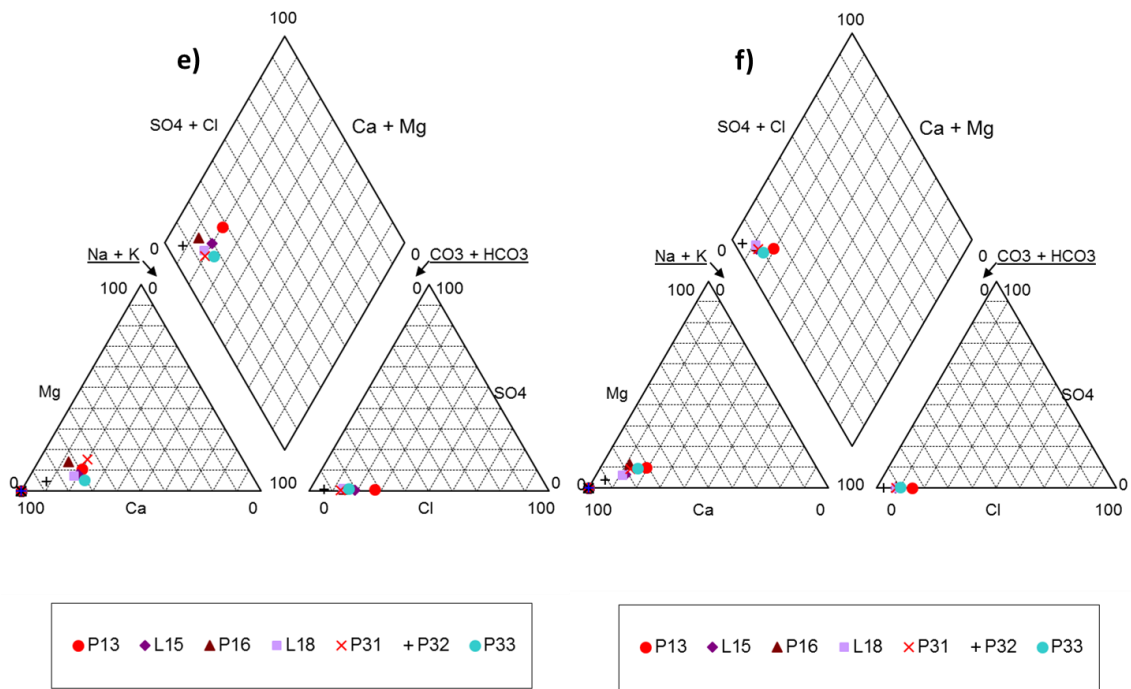


Figura 6.13 (cont.) – Diagramas de Piper das águas da área de estudo: e) – Tapéus 1ª Colheita; f) – Tapéus 2ª Colheita

A água não varia a sua composição química nas duas colheitas nos três locais apresentando a mesma fácies hidroquímica nos três: bicarbonatada cálcica.

Já se esperava esta classificação uma vez que na área afloram calcários do Cretácico (Calcários apinhoados da Costa de Arnes) e logo a montante de Tapéus temos presentes os calcários do Jurássico que influenciam estes valores, uma vez que provocam a dissolução do CaCO_3 .

A Arrifana não aparece nos diagramas porque encontra-se fora da área de estudo mas a sua fácies hidroquímica também é bicarbonatada cálcica.

6.1.1.6 – Elementos vestigiais

Relativamente aos elementos vestigiais presentes nas águas e reportando-nos aos que foram analisados, dos quais se apresenta um resumo estatístico nas tabelas 6.1 a 6.4 verifica-se que:

- Todas as amostras contêm elementos vestigiais (Cu, Pb, Zn, Cr, Ni, Co, Cd, As e U) em concentrações detectáveis. Estes elementos encontram-se representados nos gráficos 6.14 a 6.21.

O cobre na primeira colheita apresenta uma média de 6,8 $\mu\text{g/L}$, com mínimo de 0,5 $\mu\text{g/L}$ e máximo de 35 $\mu\text{g/L}$ (Fig. 6.14). Na segunda colheita a média é de 15,6 $\mu\text{g/L}$, com mínimo de 6,9 $\mu\text{g/L}$ e máximo de 39,6 $\mu\text{g/L}$. Os valores de cobre apresentam algumas

variações nas duas colheitas, e as mais acentuadas registaram-se nos pontos P2 e P26, com uma grande subida da primeira para a segunda colheita. Assim, a segunda colheita é a que apresenta os valores mais elevados, excepto para o ponto P32, o que pode estar relacionado com a presença de vinhas e o seu tratamento ou de outras culturas com aplicação de fungicidas cúpricos.

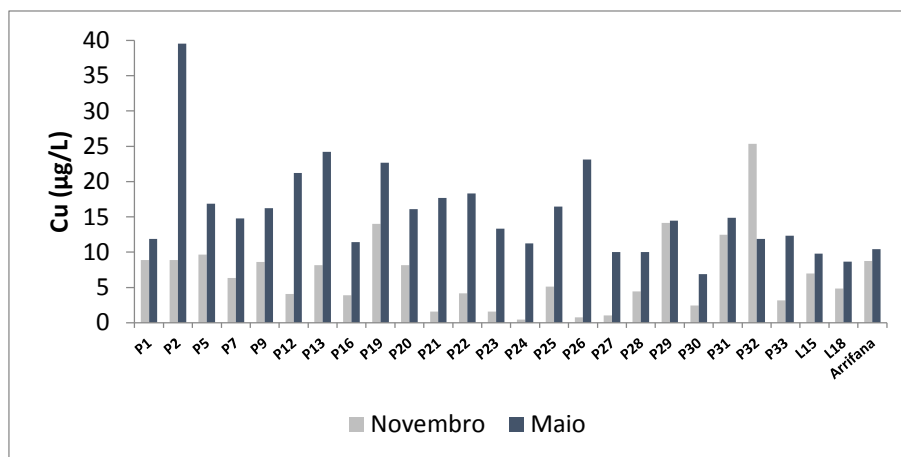


Figura 6.14 – Variação sazonal das concentrações de cobre nas águas da área de estudo

O chumbo na primeira colheita apresenta uma média de 0,84 µg/L, com mínimo abaixo do limite de detecção (0,04 µg/L) e máximo de 3,69 µg/L (Fig. 6.15). Na segunda colheita a média é de 0,30 µg/L, com mínimo abaixo do limite de detecção (0,04 µg/L) e máximo de 1,21 µg/L. Os valores de chumbo apresentam na sua maioria grandes variações nas duas colheitas, sendo que a primeira colheita é a que regista valores mais altos, excepto para os pontos P1, P2, P9, P12 e P13. Os pontos P7, P16, P21, P23, P24, P25 e P27 apresentam valores nulos na segunda colheita. Os valores mais altos encontrados em algumas amostras poderão ser devidos a contaminação antrópica, apesar de um modo geral serem valores baixos.

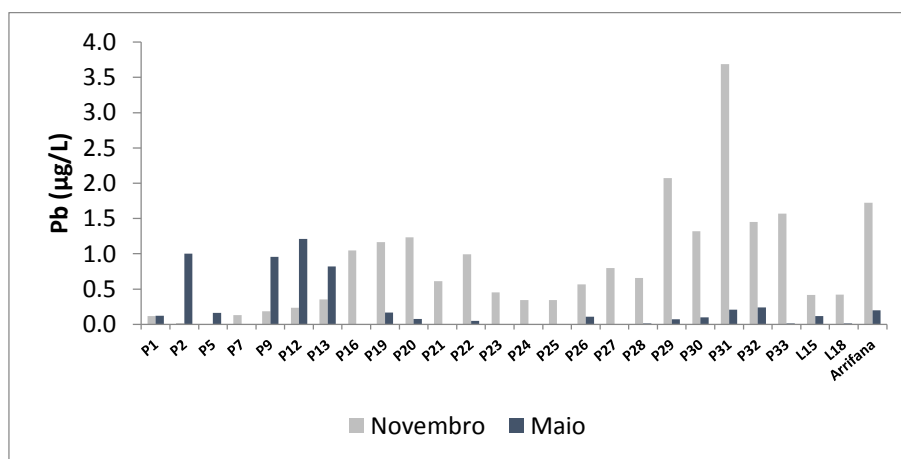


Figura 6.15 – Variação sazonal das concentrações de chumbo nas águas da área de estudo

Capítulo 6 – Hidroquímica e Biomonitorização das águas

O crómio na primeira colheita apresenta uma média de 1,14 µg/L, com mínimo de 0,22 µg/L e máximo de 4,88 µg/L (Fig. 6.16). Na segunda colheita a média é de 0,26 µg/L, com mínimo de 0,02 µg/L e máximo de 0,61 µg/L. A primeira colheita é a que apresenta os valores mais altos para todos os pontos, o que parece indicar que está relacionado com a sua presença na forma de cromato de origem antrópica, solubilizável na época das chuvas. Os pontos P13 e P19 são os que apresentam os valores mais elevados.

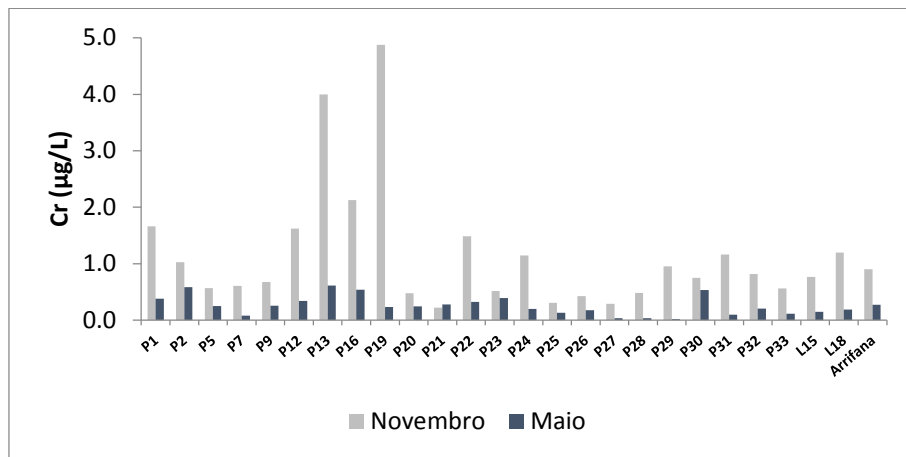


Figura 6.16 – Variação sazonal das concentrações de crómio nas águas da área de estudo

O níquel na primeira colheita apresenta uma média de 16,1 µg/L, com mínimo de 0,3 µg/L e máximo de 38,6 µg/L (Fig. 6.17). Na segunda colheita a média é de 69,8 µg/L, com mínimo abaixo do limite de detecção (0,24 µg/L) e máximo de 104,2 µg/L. A segunda colheita é a que apresenta os valores mais altos para todos os pontos, apresentando grandes variações em todos eles com grandes subidas da primeira para a segunda colheita, que pode apenas reflectir as características das águas subterrâneas, nomeadamente o seu tempo de residência e a sua relação com os complexos carbonatados solúveis.

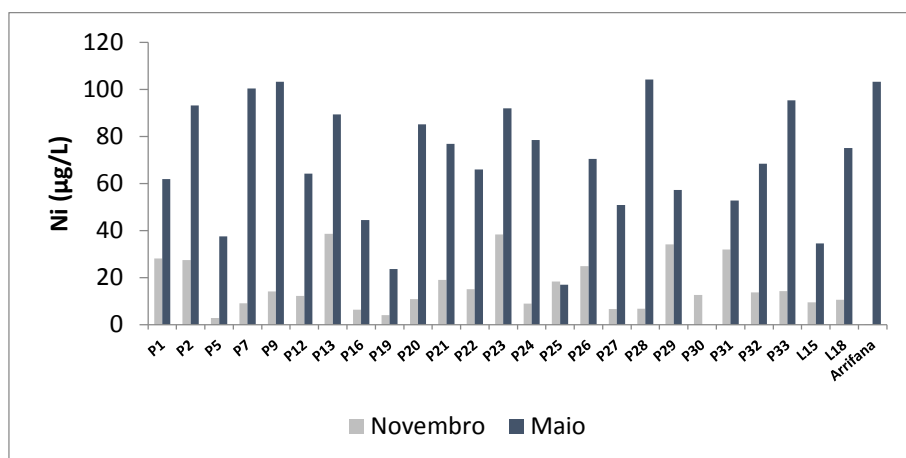


Figura 6.17 – Variação sazonal das concentrações de níquel nas águas da área de estudo

Capítulo 6 – Hidroquímica e Biomonitorização das águas

O cobalto na primeira colheita apresenta uma média de 5,2 $\mu\text{g/L}$, com mínimo de 0,4 $\mu\text{g/L}$ e máximo de 18,1 $\mu\text{g/L}$ (Fig. 6.18). Na segunda colheita a média é de 1,3 $\mu\text{g/L}$, com mínimo de 0,4 $\mu\text{g/L}$ e máximo de 3,2 $\mu\text{g/L}$. Os valores de cobalto apresentam na sua maioria grandes variações nas duas colheitas, sendo mais altos na primeira colheita, excepto para os pontos P2 e P27. Os pontos P5, P12, P19 e P21 são os que registam valores mais altos para este elemento.

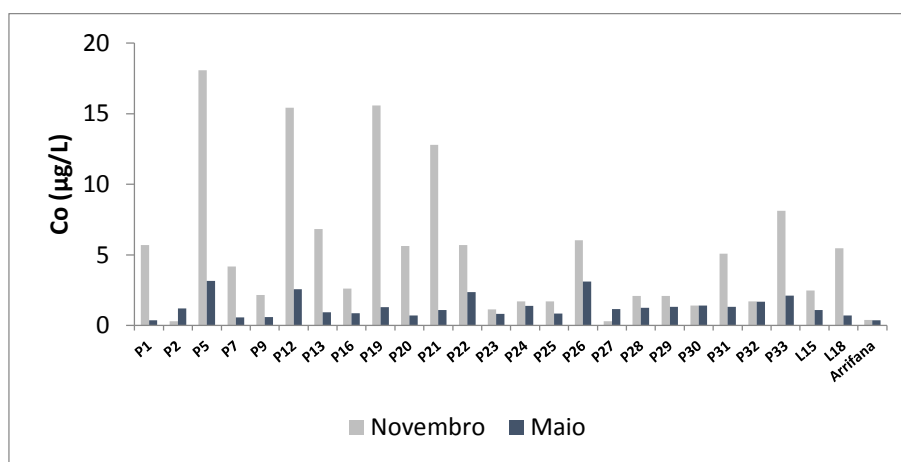


Figura 6.18 – Variação sazonal das concentrações de cobalto nas águas da área de estudo

O cádmio na primeira colheita apresenta uma média de 0,08 $\mu\text{g/L}$, com mínimo abaixo do limite de detecção (0,02 $\mu\text{g/L}$) e máximo de 0,26 $\mu\text{g/L}$ (Fig. 6.19). Na segunda colheita a média é de 1,26 $\mu\text{g/L}$, com mínimo abaixo do limite de detecção (0,02 $\mu\text{g/L}$) e máximo de 6,04 $\mu\text{g/L}$. Os valores de cádmio apresentam para todos os pontos concentrações muito baixas nas duas colheitas, excepto para os pontos P2, P9, P12 e P13 da segunda colheita, o que pode estar relacionado com actividades antrópicas nomeadamente a aplicação de fungicidas.

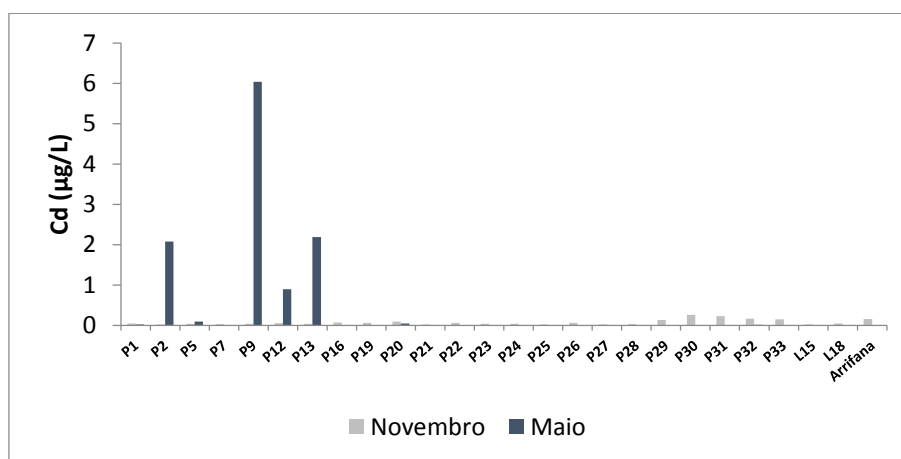


Figura 6.19 – Variação sazonal das concentrações de cádmio nas águas da área de estudo

Capítulo 6 – Hidroquímica e Biomonitorização das águas

O arsénio na primeira colheita apresenta uma média de 0,79 µg/L, com mínimo de 0,02 µg/L e máximo de 2,06 µg/L (Fig. 6.20). Na segunda colheita a média é de 1,13 µg/L, com mínimo abaixo do limite de detecção (0,01 µg/L) e máximo de 3,69 µg/L. Os valores de arsénio apresentam algumas variações nas duas colheitas, principalmente para os pontos P2, P12, P24, P26, P29, P30 e P31 onde há uma grande subida na segunda colheita e para os pontos P9, P13, L18, P23 e P32 onde há uma grande descida na segunda colheita. A sua origem parece estar relacionada com a actividade agrícola e consequente utilização de adubos.

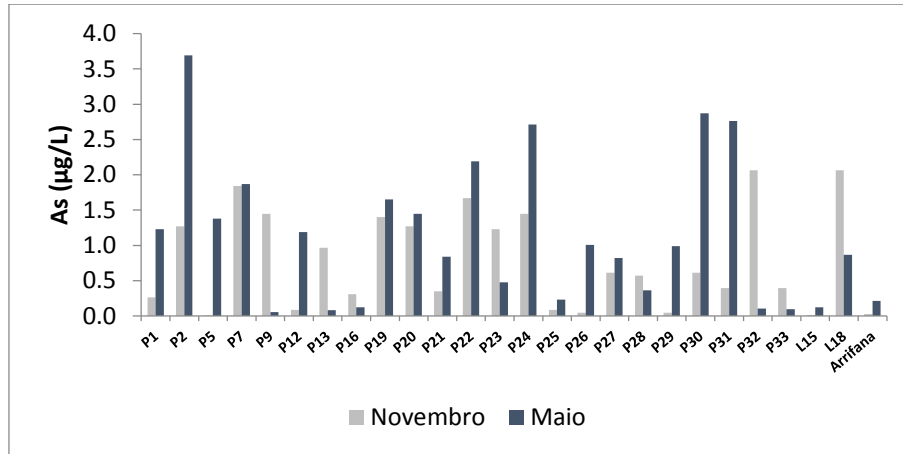


Figura 6.20 – Variação sazonal das concentrações de arsénio nas águas da área de estudo

O urânio na primeira colheita apresenta uma média de 14,5 µg/L, com mínimo de 0,4 µg/L e máximo de 83,3 µg/L (Fig. 6.21). Na segunda colheita a média é de 9 µg/L, com mínimo de 0,9 µg/L e máximo de 40,1 µg/L. Os valores de urânio não variam muito nas duas colheitas, excepto para os pontos P1, P5; L18, P24, P27, P28 e P30 onde há uma grande descida na segunda colheita e para os pontos P29, P32 e Arrifana onde há uma ligeira subida na segunda colheita. Os valores mais altos encontram-se nos pontos P1 e P28 para a primeira colheita. Isto pode justificar-se pelo facto de o urânio ter tendência a formar complexos carbonatados solúveis, estando intimamente relacionados com factores geológicos (Langmuir, 1997 cit in Almeida, 2009). As águas superficiais contêm teores de U (15 µg/L para a colheita de Novembro e 4µg/L para a colheita de Maio) superiores aos determinados por Cordeiro *et al.*, (2012) para a região da Horta da Vilariça (2 µg/L). Isto pode ser justificado por as linhas de águas das área de estudo serem muito estreitas e com pouco caudal, o que faz com que o U se concentre mais. Outra razão poderá ser por as linhas de água se encontrarem próximo da fonte de U constituída pela formação dos Arenitos finos de Lousões.

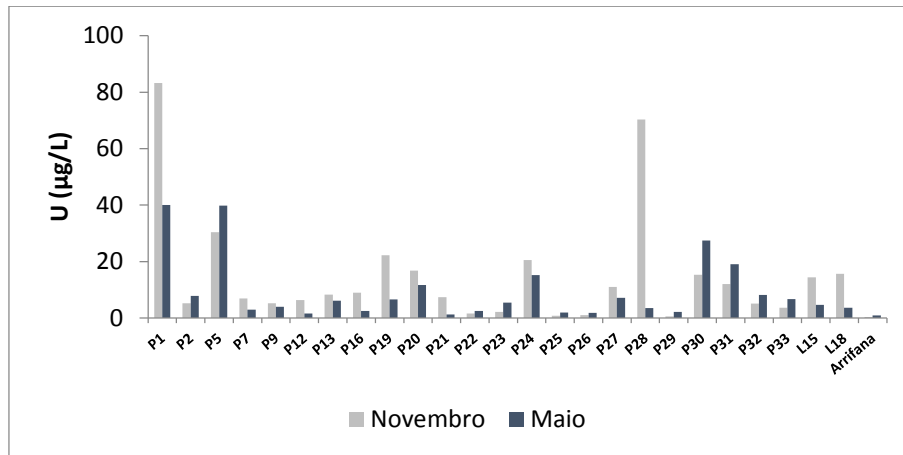


Figura 6.21 – Variação sazonal das concentrações de urânio nas águas da área de estudo

O zinco apenas foi analisado para a segunda colheita devido a problemas analíticos na primeira colheita. Os pontos P1 e P2 são os que apresentam valores mais altos (19 µg/L e 22 µg/L respectivamente), encontrando-se dentro dos valores gerais do fundo hidroquímico (Kabata-Pendias *et al.*, 2007).

A falta de precipitação e as altas taxas de evaporação fazem baixar a quantidade de água e aumentar os teores de quase todos os elementos nos meses mais quentes. Os valores baixos do pH também aumentam a solubilidade dos metais pesados.

6.1.2 – Correlação entre as variáveis

A análise de relações de proporcionalidade entre os vários parâmetros analisados num espaço de amostras é bastante importante na detecção de afinidades entre eles, fornecendo indicações sobre os mecanismos físico-químicos envolvidos na determinação do comportamento das variáveis investigadas (Favas, 2008).

Os valores dos parâmetros físico-químicos das águas foram sujeitos a uma análise de regressão, na qual se calcularam os coeficientes de regressão de Pearson, que se encontram representados nas tabelas 6.5 e 6.6.

Capítulo 6 – Hidroquímica e Biomonitorização das águas

Tabela 6.5 – Matriz de correlação de Pearson entre as variáveis medidas nas águas da colheita de Novembro (n=26; os coeficientes de correlação lineares significativos para $p < 0,05$ estão a negrito)

	pH	CE	T	HCO ₃	Cl	NO ₃	SO ₄	PO ₄	Ca	Mg	Na	K	Cu	Pb	Cr	Ni	Co	Cd	As	U
pH	1																			
CE	0.23	1																		
T	-0.35	-0.13	1																	
HCO₃	0.26	0.90	-0.17	1																
Cl	0.41	0.87	-0.12	0.71	1															
NO₃	0.14	-0.16	0.38	-0.32	-0.12	1														
SO₄	0.26	0.34	-0.10	0.18	0.37	-0.05	1													
PO₄	0.37	0.27	0.18	0.22	0.43	0.37	0.08	1												
Ca	0.23	0.62	-0.20	0.70	0.34	-0.02	-0.19	0.06	1											
Mg	0.45	0.67	-0.09	0.56	0.82	-0.24	0.47	0.44	0.12	1										
Na	0.27	0.85	-0.13	0.73	0.92	-0.21	0.50	0.36	0.18	0.78	1									
K	0.08	0.60	0.06	0.56	0.57	0.05	0.23	0.14	0.19	0.18	0.65	1								
Cu	-0.10	-0.08	0.33	-0.01	-0.12	0.02	-0.06	-0.15	-0.09	-0.18	-0.05	0.26	1							
Pb	-0.05	-0.04	-0.09	0.13	0.04	-0.37	-0.25	0.05	-0.04	0.09	0.07	0.01	0.36	1						
Cr	-0.11	0.30	0.34	0.17	0.32	0.43	-0.04	0.15	0.07	-0.06	0.33	0.74	0.27	0.03	1					
Ni	-0.21	-0.19	-0.11	-0.22	-0.17	0.04	-0.20	-0.13	-0.23	-0.09	-0.12	-0.17	0.07	0.13	0.08	1				
Co	-0.05	0.11	-0.08	-0.06	0.16	0.35	0.27	0.12	-0.10	-0.13	0.14	0.49	0.04	-0.13	0.36	-0.17	1			
Cd	0.29	0.10	-0.03	0.19	0.30	-0.29	-0.15	0.24	0.06	0.36	0.19	-0.04	0.34	0.80	-0.05	0.07	-0.16	1		
As	-0.04	0.12	0.01	0.14	0.04	-0.22	-0.20	-0.40	0.28	-0.09	-0.04	0.11	0.23	-0.15	0.18	-0.05	-0.17	-0.11	1	
U	-0.03	0.39	0.04	0.36	0.26	0.15	0.24	0.30	0.07	0.26	0.42	0.23	0.02	-0.20	0.09	-0.10	0.11	-0.17	-0.11	1

Capítulo 6 – Hidroquímica e Biomonitorização das águas

Tabela 6.6 – Matriz de correlação de Pearson entre as variáveis medidas nas águas da colheita de Maio (n=26; os coeficientes de correlação lineares significativos para $p < 0,05$ estão a negrito)

	pH	CE	T	HCO ₃	Cl	NO ₃	SO ₄	PO ₄	Ca	Mg	Na	K	Cu	Pb	Zn	Cr	Ni	Co	Cd	As	U	
pH	1																					
CE	0.09	1																				
T	0.26	-0.12	1																			
HCO₃	0.32	0.81	0.08	1																		
Cl	-0.03	0.81	-0.28	0.47	1																	
NO₃	-0.27	0.48	0.03	0.32	0.09	1																
SO₄	-0.21	0.71	-0.23	0.37	0.54	0.57	1															
PO₄	-0.03	0.45	0.04	0.47	0.35	0.25	0.24	1														
Ca	0.30	0.71	0.13	0.88	0.33	0.28	0.42	0.25	1													
Mg	0.00	0.77	-0.24	0.46	0.92	0.11	0.60	0.41	0.27	1												
Na	-0.03	0.81	-0.30	0.51	0.94	0.20	0.54	0.47	0.26	0.92	1											
K	-0.04	0.37	0.13	0.36	0.21	0.50	-0.02	0.34	0.06	0.15	0.34	1										
Cu	-0.28	-0.41	-0.03	-0.58	-0.26	0.16	-0.24	-0.18	-0.58	-0.31	-0.28	0.18	1									
Pb	-0.09	-0.27	-0.15	-0.39	-0.06	0.01	-0.34	-0.17	-0.34	-0.21	-0.13	-0.02	0.62	1								
Zn	-0.22	-0.02	-0.02	-0.22	0.04	0.30	-0.03	0.07	-0.16	-0.10	0.01	0.18	0.55	0.37	1							
Cr	-0.23	0.24	-0.04	-0.04	0.35	0.27	0.20	-0.11	0.08	0.19	0.19	0.09	0.39	0.45	0.47	1						
Ni	-0.33	-0.40	0.03	-0.34	-0.46	0.02	-0.14	-0.40	-0.17	-0.48	-0.44	-0.28	0.16	0.24	0.04	-0.03	1					
Co	-0.27	-0.35	-0.33	-0.51	-0.04	-0.39	-0.27	-0.13	-0.50	-0.08	-0.11	-0.12	0.25	0.08	0.26	-0.09	-0.22	1				
Cd	-0.18	-0.24	-0.03	-0.31	-0.11	0.11	-0.15	-0.25	-0.25	-0.13	-0.16	-0.06	0.36	0.73	0.10	0.28	0.35	-0.17	1			
As	-0.27	0.20	-0.21	0.03	0.35	-0.04	0.15	0.31	-0.03	0.26	0.29	0.07	0.37	0.10	0.26	0.20	-0.15	0.16	-0.10	1		
U	-0.36	0.54	-0.36	0.46	0.47	0.36	0.39	0.43	0.40	0.46	0.44	0.14	-0.15	-0.11	0.21	0.19	-0.34	0.14	-0.12	0.37	1	

Capítulo 6 – Hidroquímica e Biomonitorização das águas

A análise da correlação existente entre cada um dos elementos (tabelas 6.5 e 6.6) permitiu definir grupos de elementos com maior afinidade e que reflectem a mineralização da região, o que seria de esperar já que é a geologia regional o principal responsável pelo quimismo das águas.

A condutividade eléctrica é um indicador da concentração iónica e isso é confirmado pela correlação que se observa entre a condutividade eléctrica e os vários iões analisados (bicarbonato, cloreto, cálcio, magnésio, sódio e potássio para colheita de Novembro e bicarbonato, cloreto, nitrato, sulfato, fosfato, cálcio, magnésio e sódio) para colheita de Maio. O bicarbonato, cloreto, cálcio, magnésio e sódio apresentam correlações fortes entre si para as duas colheitas apontando para uma origem comum – a hidrólise dos silicatos e dissolução dos carbonatos. O magnésio apresenta uma forte correlação com o sódio e o chumbo com o cádmio, em ambas as colheitas. O potássio apresenta forte correlação com o crómio na colheita de Novembro. O urânio correlaciona-se positivamente com o sódio na colheita de Novembro e com a condutividade eléctrica, bicarbonato, cloreto, fosfato, magnésio e sódio na colheita de Maio, parecendo que a solubilidade dos seus compostos seja alta (tal como o sódio) e como seria previsível a sua dispersão relaciona-se com a mobilidade e a afinidade dos restantes elementos, podendo formar complexos como o bicarbonato ou o fosfato.

6.1.3 – Análise em Componentes Principais (ACP)

A aplicação da análise em componentes principais permite estabelecer as relações lineares entre cada um dos elementos analisados possibilitando a detecção das associações de elementos geradores de teores anómalos (Paulo, 2006).

Com a finalidade de facilitar e melhorar a interpretação da hidrogeoquímica envolvente da área de estudo recorreu-se à aplicação da ACP aos dados hidrológicos resultantes das duas colheitas.

A ACP foi efectuada com recurso ao software ANDAD (C. V. R. M., 2000), onde foram tratados os dados de todos os pontos amostrados dos quais se apresenta os parâmetros estatísticos básicos nas tabelas 6.1 a 6.4.

Para esta análise todas as variáveis e amostras foram tomadas como principais.

Optou-se por fazer a ACP em separado para as duas colheitas.

Foram introduzidas no programa informático 26 amostras e 20 variáveis para a colheita de Novembro e 26 amostras e 21 variáveis para a colheita de Maio.

Capítulo 6 – Hidroquímica e Biomonitorização das águas

6.1.3.1 – Primeira colheita (Novembro)

Na tabela 6.7 apresentam-se os valores próprios e a percentagem de variância explicada de cada um dos eixos da ACP. Verifica-se que os sete primeiros eixos explicam em conjunto 82,83% da variância total.

Tabela 6.7 – Valores próprios e variância explicada dos eixos factoriais resultantes da ACP dos teores dos elementos das águas da primeira colheita (Novembro)

	Eixo 1	Eixo 2	Eixo 3	Eixo 4	Eixo 5	Eixo 6	Eixo 7
Valor próprio	4.789	2.731	2.271	1.970	1.470	1.229	1.088
Variância explicada (%)	25.203	14.374	11.952	10.369	7.734	6.471	5.725
Variância acumulada (%)	25.203	39.577	51.528	61.897	69.632	76.102	81.827

Na tabela 6.8 apresentam-se os valores das coordenadas activas nos sete primeiros eixos.

Tabela 6.8 – Coordenadas das variáveis nos eixos factoriais resultantes da ACP das amostras de água de primeira colheita (Novembro) (a negrito estão os valores com importância estatisticamente relevante)

Variáveis	Eixo 1	Eixo 2	Eixo 3	Eixo 4	Eixo 5	Eixo 6	Eixo 7
pH	0.4652	-0.2116	-0.3010	-0.1576	0.3545	0.3766	0.2714
T	-0.1434	0.4305	0.3607	-0.2556	0.1898	-0.5805	0.2946
HCO ₃	0.8211	-0.1813	0.1221	0.3590	0.1361	-0.1040	-0.1030
Cl	0.9420	-0.0321	0.0125	0.0065	-0.0047	0.0014	-0.0608
NO ₃	-0.1266	0.7280	0.0658	-0.3123	0.4733	0.0943	0.0592
SO ₄	0.4395	0.1805	0.4210	-0.1370	-0.5409	0.0066	-0.3140
PO ₄	0.4426	0.1541	0.1660	-0.6120	0.4433	-0.0879	0.0581
Ca	0.4484	-0.1526	-0.0832	0.5230	0.5776	0.1299	0.0856
Mg	0.7792	-0.2962	0.2342	-0.2475	-0.0770	-0.2283	-0.0609
Na	0.9338	0.0150	-0.006	-0.0687	-0.2531	-0.1104	0.0821
K	0.6507	0.4518	-0.4134	0.1130	-0.2026	0.2203	0.0240
Cu	-0.0551	0.0485	-0.7363	-0.1268	-0.1400	-0.0680	-0.3661
Pb	0.0482	-0.5718	-0.5828	-0.4030	-0.0837	0.1277	0.0814
Cr	0.3133	0.6101	-0.5784	-0.0256	0.0475	0.0976	0.1760
Ni	-0.2569	-0.1135	-0.1768	-0.1472	-0.1671	-0.1272	0.7266
Co	0.1695	0.6031	-0.027	-0.1386	-0.2587	0.5513	0.0275
Cd	0.2387	-0.6220	-0.4377	-0.5063	0.1051	0.1152	-0.0917
As	0.0094	-0.0525	-0.3449	0.6846	0.0611	-0.0501	-0.2422
U	0.4139	0.3091	0.1711	-0.0277	-0.0418	-0.4630	0.1118

Relativamente à contribuição dos vários elementos para a formação dos referidos eixos verifica-se que os elementos que mais os caracterizam são:

Eixo 1 – CE, HCO₃, Cl, Mg, Na e K;

Eixo 2 – NO₃, Cr e Co;

Eixo 3 – Cu e Pb;

Eixo 4 – Cd e As;

Capítulo 6 – Hidroquímica e Biomonitorização das águas

hidrogeoquímico e da estrutura diapírica, a da amostra P5 poderá estar relacionada com contaminação agrícola, como uso de fertilizantes e a da amostra P31 em Pb estará relacionada com contaminação antrópica.

Uma vez que as amostras P19 e P30 se distanciavam de todas as outras em todos os planos factoriais da ACP que se experimentavam, optou-se fazer um outro ACP pondo-as desta vez em suplementar para detectar outras amostras potencialmente anómalas. O resultado encontra-se na figura 6.24.

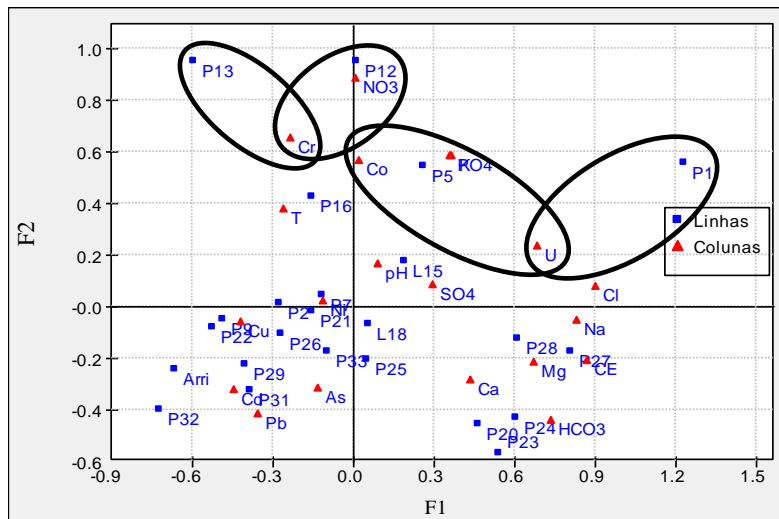


Figura 6.24 – Projecção das amostras de água da 1ª colheita (Novembro) no primeiro plano factorial (amostras P1 e P30 em suplementar)

Analisando a figura 6.24 verifica-se a separação nítida de quatro amostras anómalas:

P1 – com teores mais elevados de U

P5 – com teores mais elevados de PO_4 , Co e U;

P12 – com teores mais elevados de NO_3 e Cr;

P13 – com teores mais elevados de Cr.

Tal como já se tinha visto anteriormente as anomalias das amostras P1 e P5 em U poderão estar relacionadas com o facto de estas se encontrarem nas proximidades da camada mineralizada em U (Arenitos finos de Lousões). As anomalias encontradas nas amostras P12 e P13 poderão estar relacionadas com contaminação agrícola, como uso de fertilizantes e pesticidas.

6.1.3.2 – Segunda colheita (Maio)

A aplicação da ACP às amostras da segunda colheita forneceu os valores que se apresentam na tabela 6.9. e representa os valores próprios e a percentagem de variância explicada de cada um dos eixos da ACP. Verifica-se que os sete primeiros eixos explicam em conjunto 83,03% da variância total.

Capítulo 6 – Hidroquímica e Biomonitorização das águas

Tabela 6.9 – Valores próprios e variância explicada dos eixos factoriais resultantes da ACP dos teores dos elementos das águas da segunda colheita (Maio)

	Eixo 1	Eixo 2	Eixo 3	Eixo 4	Eixo 5	Eixo 6	Eixo 7
Valor próprio	6.509	3.477	2.294	1.663	1.524	1.042	0.928
Variância explicada (%)	30.995	16.557	10.922	7.919	7.257	4.963	4.417
Variância acumulada (%)	30.995	47.552	58.474	66.393	73.649	78.612	83.030

Na tabela 6.10 apresentam-se os valores das coordenadas activas nos quatro primeiros eixos.

Tabela 6.10 – Coordenadas das variáveis nos eixos factoriais resultantes da ACP das amostras de água de segunda colheita (Maio) (a negrito estão os valores com importância estatisticamente relevante)

Variáveis	Eixo 1	Eixo 2	Eixo 3	Eixo 4
pH	0.0648	-0.5758	0.0716	-0.1774
CE	0.9631	0.0493	0.1666	0.0564
T	-0.1502	-0.3751	0.4406	-0.4140
HCO ₃	0.8193	-0.3437	0.2697	-0.1119
Cl	0.8177	0.2971	-0.2140	0.1987
NO ₃	0.3891	0.3096	0.6446	-0.1376
SO ₄	0.6895	0.1379	0.1175	0.3619
PO ₄	0.5755	0.0584	-0.0592	-0.4390
Ca	0.6663	-0.3763	0.3617	0.0828
Mg	0.8228	0.1800	-0.2535	0.2145
Na	0.8418	0.2496	-0.1872	0.0962
K	0.3361	0.2047	0.2881	-0.6206
Cu	-0.4775	0.7188	0.1321	-0.2779
Pb	-0.3939	0.6202	0.2576	0.1286
Zn	-0.0819	0.6655	0.1470	-0.3431
Cr	0.1395	0.6356	0.3311	0.1447
Ni	-0.5161	0.0230	0.3816	0.4192
Co	-0.2867	0.3166	-0.7442	-0.1719
Cd	-0.3380	0.4069	0.4273	0.3822
As	0.2415	0.5125	-0.2933	-0.1751
U	0.6195	0.3496	-0.1373	-0.0242

Relativamente à contribuição dos vários elementos para a formação dos referidos eixos verifica-se que os elementos que mais os caracterizam são:

Eixo 1 – CE, HCO₃, Cl, SO₄, PO₄, Ca, Mg, Na, Ni e U;

Eixo 2 – pH, Cu, Pb, Zn, Cr e As;

Eixo 3 – NO₃ e Co;

Eixo 4 – K;

Capítulo 6 – Hidroquímica e Biomonitorização das águas

O Cd e a temperatura têm pouca representabilidade, no entanto podem ser caracterizados no eixo 3.

A figura 6.25 mostra a projecção das variáveis no primeiro plano factorial.

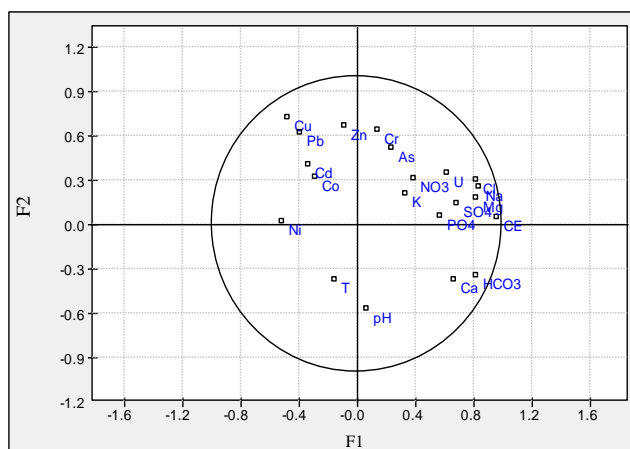


Figura 6.25 – Projecção das variáveis determinadas nas águas da 2ª colheita (Maio) no 1º plano factorial (F1/F2)

Analisando a tabela 6.8 e a figura 6.25 verifica-se a existência de quatro grupos distintos: o primeiro grupo é constituído por: CE, Cl, SO₄, PO₄, Mg e Na e representa a influência do contexto geológico. O segundo grupo é constituído por Cu, Pb, Zn, Cr, Co, Cd e As e estará relacionado com contaminação agrícola e antrópica. Um terceiro grupo é constituído por NO₃, K e U e poderá estar relacionado com águas profundas ou que relaciona a forma mais móvel de U sob a forma de nitrato de uranilo, ou pode ainda denotar a afinidade de U com matéria orgânica. Um quarto grupo constituído por Pb e Cd que estará relacionado com contaminação antrópica. O Ni, T e pH são independentes das restantes variáveis e não mostram nenhuma afinidade com nenhum dos elementos.

A figura 6.26 apresenta a projecção das amostras de água (Maio) no plano factorial definido pelos eixos 1 e 2.

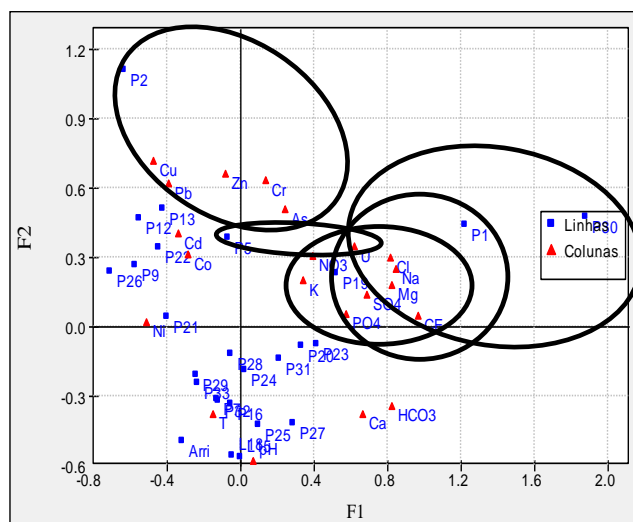


Figura 6.26 – Projecção das amostras de água da 2ª colheita (Maio) no primeiro plano factorial

Capítulo 6 – Hidroquímica e Biomonitorização das águas

Da análise da figura 6.27 temos como amostras não anómalas a P9, P22, P25, P26, P29, Q21, Q22, Q26, Arrifana e QArrifana. O background para U das águas da área de estudo é de 1,62 µg/L, muito abaixo do estimado por Paulo (2006) para a região uranífera das Beiras que foi de 4 µg/L.

De acordo com o VMR para U definido para águas de consumo da EPA (30 µg/L) há 3 amostras que ultrapassam esse valor: P1 e P5 para as duas colheitas e P28 para a colheita de Novembro.

Uma vez que nos objectivos do presente trabalho se pretende aplicar a biomonitorização de U para a possível detecção de zonas anómalas foram elaborados os mapas que se apresentam nas figuras 6.28 e 6.29 e que permitem evidenciar espacialmente as zonas anómalas e as que foram consideradas background.

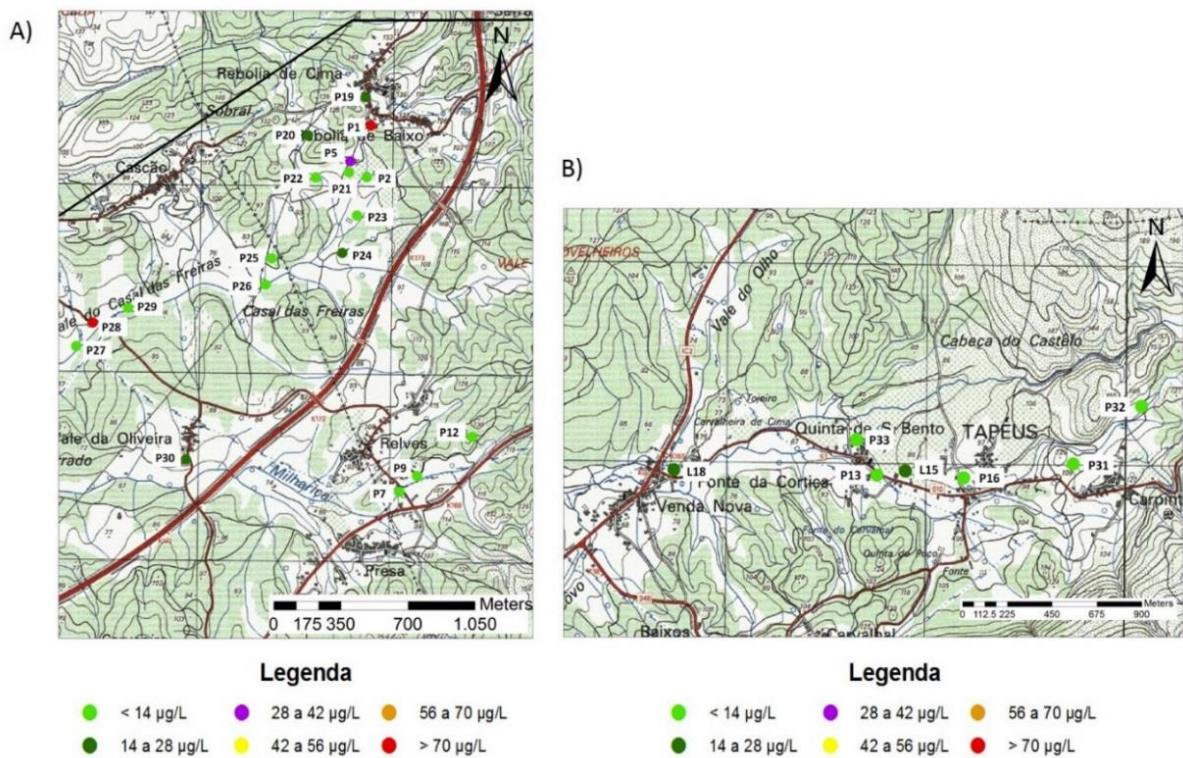


Figura 6.28 – Distribuição geográfica das concentrações de U nas águas da área de estudo para a colheita de Novembro (A – Rebolia e Relves; B – Tapéus)

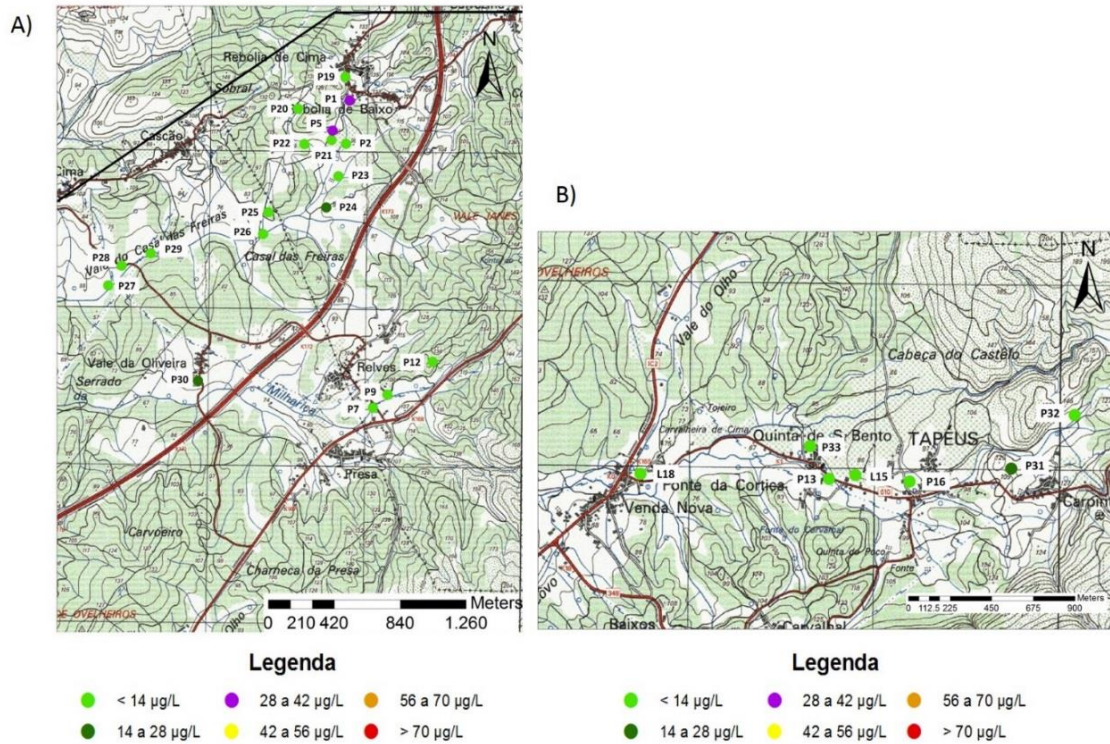


Figura 6.29 – Distribuição geográfica das concentrações de U nas águas da área de estudo para a colheita de Maio (A – Rebolia e Relves; B – Tapéus)

6.2 – Biomonitorização de U

Como já foi referido anteriormente, os critérios usados para a escolha da *Fontinalis antipyretica* e *Lemna minor* para biomonitores foram: a sua capacidade de acumular U nos seus tecidos, a sua grande representatividade e a abundância da *Lemna minor* nos pontos de amostragem da área de estudo.

Na tabela 6.11 apresenta-se o resumo dos parâmetros estatísticos descritivos para a concentração de U nas duas plantas para as duas colheitas.

Capítulo 6 – Hidroquímica e Biomonitorização das águas

Tabela 6.11 – Valores estatísticos dos dados correspondentes à concentração do U nas duas espécies (UF1 – U *Fontinalis antipyretica* 1ª colheita; UF2 – U *Fontinalis antipyretica* 2ª colheita; UL1 – U *Lemna minor* 1ª colheita; UL2 – U *Lemna minor* 2ª colheita (n=26 para a *Fontinalis antipyretica*; n=22 para a *Lemna minor* 1ª colheita; n=21 para a *Lemna minor* 2ª colheita)

Variável	UF1	UF2	UL1	UL2
Unidade	mg/kg	mg/kg	mg/kg	mg/kg
Média	3,191	1,446	2,343	1,365
Mediana	1,358	1,352	1,418	0,800
Mínimo	0,172	0,136	0,334	0,136
Máximo	39,188	5,693	11,074	5,693
Desvio padrão	7,539	1,420	2,668	1,838
Coef. de Variação	2,363	0,982	1,139	1,347

Como se pretende com este trabalho verificar se estas plantas funcionam como bioindicadores de U contido nas águas apenas se considerou este elemento nos dados do material vegetal.

As hipóteses formuladas são:

- 1) Serão estas plantas capazes de acumular U nos seus tecidos?
- 2) Existe correlação deste elemento nas plantas e na água?
- 3) O pH da água influencia a biomonitorização?

Para isso, tal como para as águas, foi feita a correlação entre as variáveis e a análise em componentes principais (ACP).

Para verificar se o pH influencia a biomonitorização foi feita a correlação entre as variáveis e a análise em componentes principais (ACP), onde se incluíram além de amostras desta área, outras obtidas na região uranífera das Beiras (Paulo, 2006).

Optou-se por fazer o tratamento dos dados das duas espécies e das duas colheitas em conjunto. Como os pontos de amostragem P12, P13, L15, L18 e Arrifana não continham *Lemna minor*, não foram utilizados na análise de correlação entre variáveis e na ACP.

6.2.1 – Acumulação de U

Como já foi dito anteriormente, utilizaram-se dois métodos de biomonitorização: activo utilizando a *Fontinalis antipyretica* e passivo utilizando a *Lemna minor*. De acordo com os resultados obtidos, dos quais se apresenta um resumo estatístico na tabela 6.11, verifica-se que ambas as espécies têm a capacidade de acumular U. Contudo para sabermos qual das metodologias foi a mais eficaz recorreu-se ao cálculo do coeficiente de absorção biológica (CAB) para ambos os casos.

Capítulo 6 – Hidroquímica e Biomonitorização das águas

O coeficiente de absorção biológica (CAB) é um dos mais importantes parâmetros biogeoquímicos de caracterização da intensidade de absorção dos elementos químicos pelas plantas a partir do seu substrato (Favas, 2008).

Contudo, esta é uma informação relativa pois não tem em conta as possíveis variações da concentração de iões metálicos nesse substrato durante o período de acumulação (Paulo, 2006).

O CAB é definido como sendo a relação entre a concentração de um elemento na planta (C_p) e a concentração do mesmo elemento no substrato (C_s): $CAB = C_p/C_s$ (Favas, 2008).

Utilizou-se o CAB para perceber a capacidade de uptake de U da *Fontinalis antipyretica* e *Lemna minor* em ambientes carbonatados e qual destas duas espécies absorve em maior quantidade.

Na tabela 6.12 resumem-se os valores do CAB para o U nas duas espécies nas duas colheitas.

Tabela 6.12 – Coeficientes de Absorção Biológica (CAB) para o U na *Fontinalis antipyretica* e na *Lemna minor*

Espécie	n	Colheita	
		Novembro	Maió
<i>Fontinalis antipyretica</i>	26	5.12×10^2	2.48×10^2
<i>Lemna minor</i>	21	3.34×10^2	1.31×10^2

Analisando a tabela 6.12 conclui-se que a *Fontinalis antipyretica* apresenta maior capacidade de absorção que a *Lemna minor* tanto numa colheita como noutra. Isto justifica-se porque de acordo com Brooks (1998), a capacidade de uptake de metais de plantas submersas é superior, devido à existência de uma maior superfície exposta ao substrato aquoso que potencia um aumento de adsorção de metais à superfície. Verifica-se ainda que para as duas espécies a capacidade de absorção de U é maior na colheita de Novembro do que na de Maio, o que pode suscitar a existência de alguma relação com alguma reabsorção de U.

Na região uranífera das Beiras Paulo (2006) calculou o CAB para U na *Fontinalis antipyretica* que deu $9,9 \times 10^3$ e para a *Lemna minor* foi de $7,66 \times 10^2$. Também na região da Horta da Vilariça Cordeiro *et al.*, (2012) calculou o CAB para a *Fontinalis antipyretica* que deu 16×10^3 . Estes valores superiores de capacidade de absorção pelas plantas da região uranífera das Beiras e da Horta da Vilariça quando comparados com a área de estudo podem ser justificados pelo facto de que nas águas com pH mais ácido haver maior disponibilidade para a acumulação de U.

6.2.2 – Correlação entre as variáveis e ACP

Os valores do U nas plantas e na água e o pH das águas das duas colheitas foram sujeitos a uma análise de regressão, na qual se calcularam os coeficientes de regressão de Pearson, que se encontram representados na tabela 6.13.

Tabela 6.13 – Matriz de correlação de Pearson entre as variáveis U nas águas e plantas e pH (n=21; UA – U Águas; UF – U *Fontinalis antipyretica*; UL – U *Lemna minor*; 1 – 1ª Colheita; 2 – 2ª Colheita; os coeficientes de correlação lineares significativos para $p < 0,05$ estão a negrito)

	pH1	pH2	UA1	UA2	UF1	UF2	UL1	UL2
pH1	1							
pH2	0.32	1						
UA1	-0.06	-0.36	1					
UA2	0.32	-0.34	0.57	1				
UF1	-0.07	-0.45	0.22	0.61	1			
UF2	-0.04	-0.49	0.67	0.85	0.66	1		
UL1	0.09	-0.37	0.71	0.79	0.38	0.79	1	
UL2	0.13	-0.39	0.74	0.92	0.48	0.87	0.89	1

A análise da correlação existente entre cada um dos elementos (tabelas 6.13) permitiu verificar que os elementos correlacionam-se praticamente todos com fortes correlações positivas entre si. A exceção vai para o pH da primeira colheita (pH1) que não se correlaciona com nenhuma das outras variáveis. O pH da segunda colheita (pH2) também só se correlaciona negativamente com o U na *Fontinalis antipyretica* da segunda colheita. Podemos verificar que o U na *Fontinalis antipyretica* se relaciona com o mesmo na *Lemna minor*, o que indica que ambas as metodologias de biomonitorização (activa e passiva) mesmo utilizando espécies distintas, são bem sucedidas. Contudo, e atendendo ao tempo de residência da *Fontinalis antipyretica* esta parece ser uma melhor bioindicadora do que a *Lemna minor*. Embora não seja possível testar esta hipótese por quanto não existia *Fontinalis antipyretica* nos poços amostrados. Temos como exemplo o ponto P28 que para as águas deu 70 µg/L na primeira colheita e 3 µg/L na segunda colheita e para a *Fontinalis antipyretica* deu cerca de 1 mg/kg nas duas colheitas. Estes resultados mostram que a planta é um bom biomonitor, pois fixa o U e tem o efeito de “memória”.

Foram introduzidas no programa informático 21 amostras e 8 variáveis para as duas colheitas.

Na tabela 6.14 apresentam-se os valores próprios e a percentagem de variância explicada de cada um dos eixos da ACP. Verifica-se que os três primeiros eixos explicam em conjunto 87,29% da variância total.

Capítulo 6 – Hidroquímica e Biomonitorização das águas

Tabela 6.14 – Valores próprios e variância explicada dos eixos factoriais resultantes da ACP dos teores de U nas águas e plantas e do pH para as duas colheitas

	Eixo 1	Eixo 2	Eixo 3
Valor Próprio	4.719	1.379	0.885
Variância Explicada (%)	58.993	17.236	11.066
Variância Acumulada (%)	58.993	76.229	87.294

Na tabela 6.15 apresentam-se os valores das coordenadas activas nos dois primeiros eixos.

Tabela 6.15 – Coordenadas das variáveis nos eixos factoriais resultantes da ACP das amostras de U nas águas e plantas e do pH para as duas colheitas (a negrito estão os valores com importância estatisticamente relevante)

Variáveis	Eixo 1	Eixo 2
pH1	-0.0520	-0.8980
pH2	0.5418	-0.6180
UA1	-0.7593	0.0117
UA2	-0.9188	-0.2772
UF1	-0.6412	0.2513
UF2	-0.9436	0.0760
UL1	-0.8887	-0.1372
UL2	-0.9546	-0.1604

Relativamente à contribuição dos vários elementos para a formação dos referidos eixos verifica-se que os elementos que mais os caracterizam são:

Eixo 1 – UA1, UA2, UF1, UF2, UL1 e UL2;

Eixo 2 – pH1 e pH2.

A figura 6.30 mostra a projecção das variáveis no primeiro plano factorial.

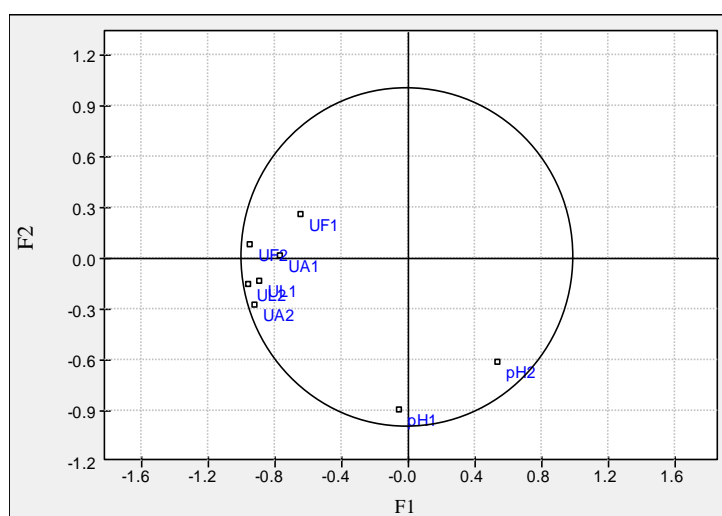


Figura 6.30 – Projecção das variáveis das plantas da área em estudo no 1º plano factorial (F1/F2)

Capítulo 6 – Hidroquímica e Biomonitorização das águas

Analisando a tabela 6.17 e a figura 6.30 verifica-se a existência de dois grupos distintos. O primeiro grupo é constituído por: UA1, UA2, UF1, UF2, UL1 e UL2. O segundo grupo é independente do outro e é constituído por pH1 e pH2.

A figura 6.31 apresenta a projecção das amostras U nas águas e plantas e do pH no plano factorial definido pelos eixos 1 e 2.

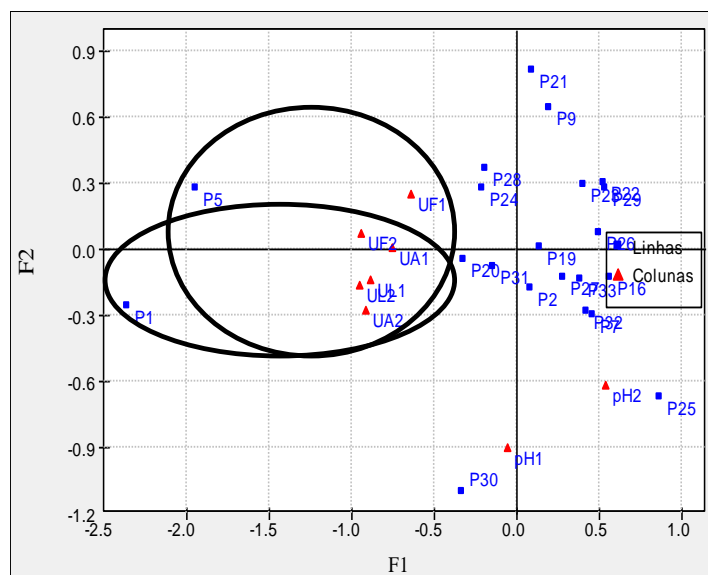


Figura 6.31 – Projecção das amostras das plantas da área em estudo no primeiro plano factorial

Analisando a figura 6.31 verifica-se a separação nítida de quatro amostras anómalas:
P1 – com teores mais elevados de UA1, UA2, UF2, UL1 e UL2;
P5 – com teores mais elevados de UA1, UA2, UF1, UF2, UL1 e UL2.

Tal como para as águas, as amostras P1 e P5 são as que apresentam anomalias em U para as plantas (tanto para a *Fontinalis antipyretica* como para a *Lemna minor*) e como já foi dito, poderão estar relacionadas com o facto de estas se encontrarem próximo da unidade mineralizada em U (Arenitos finos de Lousões).

Com base nestes resultados separaram-se as amostras anómalas das não anómalas e calculou-se o background para o U nas plantas na área de estudo para as duas espécies. Para a *Fontinalis antipyretica* teve-se em conta os valores das amostras P12, P13, L15, L18 e Arrifana. Sendo assim, determinaram-se que as amostras não anómalas para a *Fontinalis antipyretica* seriam P12, P16, P25, P26, P32 e Arrifana e para a *Lemna minor* seriam P7, P16, P22, P25, P26 e P29.

O background para a *Fontinalis antipyretica* deu 0,442 mg/kg e para a *Lemna minor* deu 0,429 mg/kg.

As figuras 6.32 a 6.35 apresentam os valores de U obtidos em todos os pontos de amostragem para a *Fontinalis antipyretica* e *Lemna minor* nas duas colheitas.

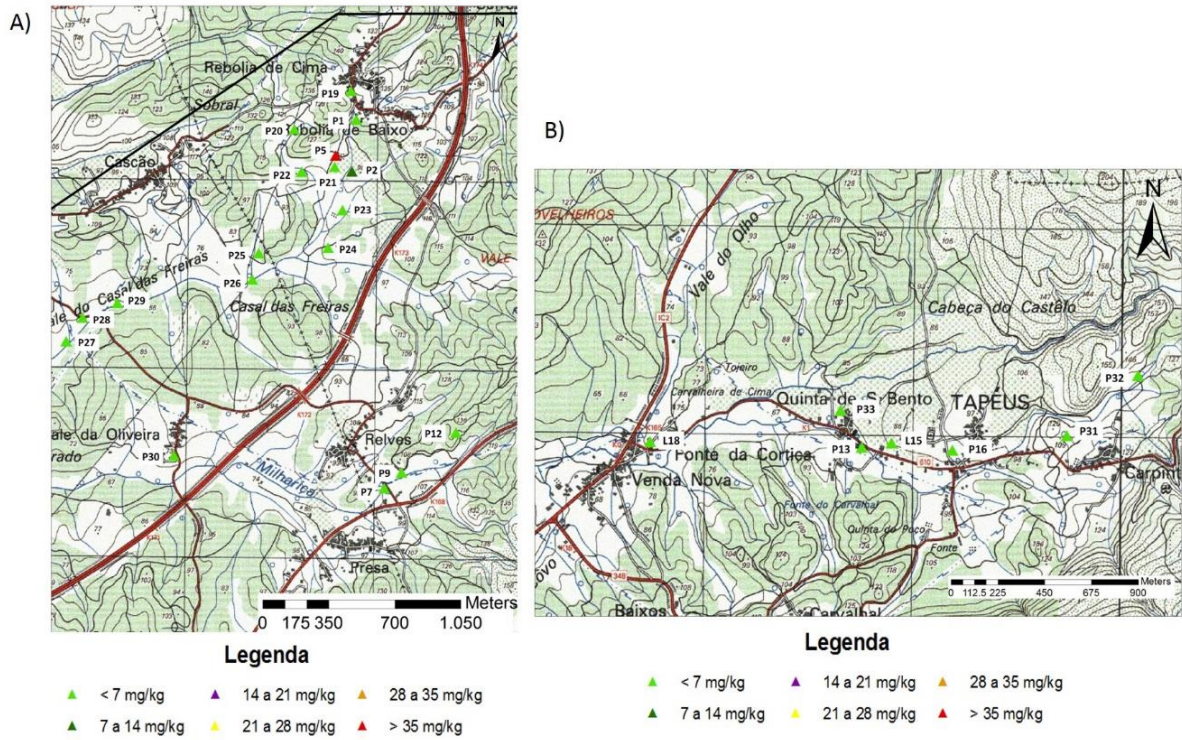


Figura 6.32 – Distribuição geográfica das concentrações de U nas amostras de *Fontinalis antipyretica* da área de estudo (Novembro 2012) (A – Rebolia e Relves; B – Tapéus)

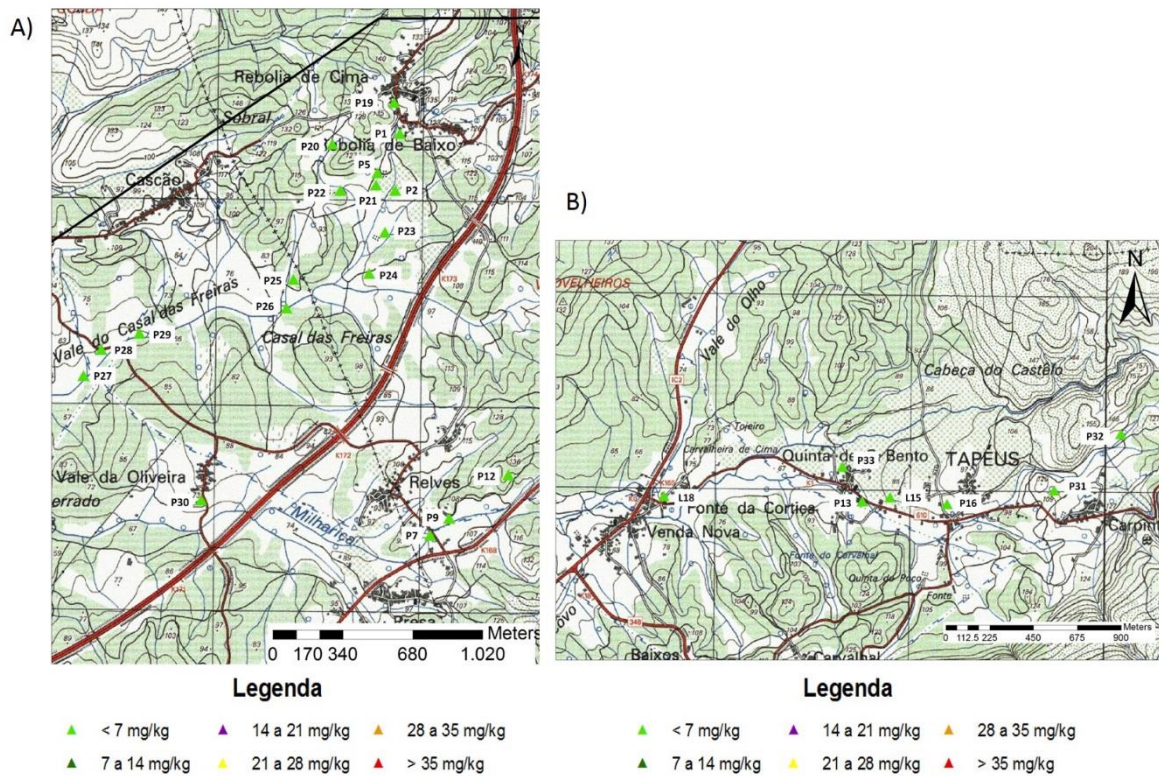


Figura 6.33 – Distribuição geográfica das concentrações de U nas amostras de *Fontinalis antipyretica* da área de estudo (Maio 2013) (A – Rebolia e Relves; B – Tapéus)

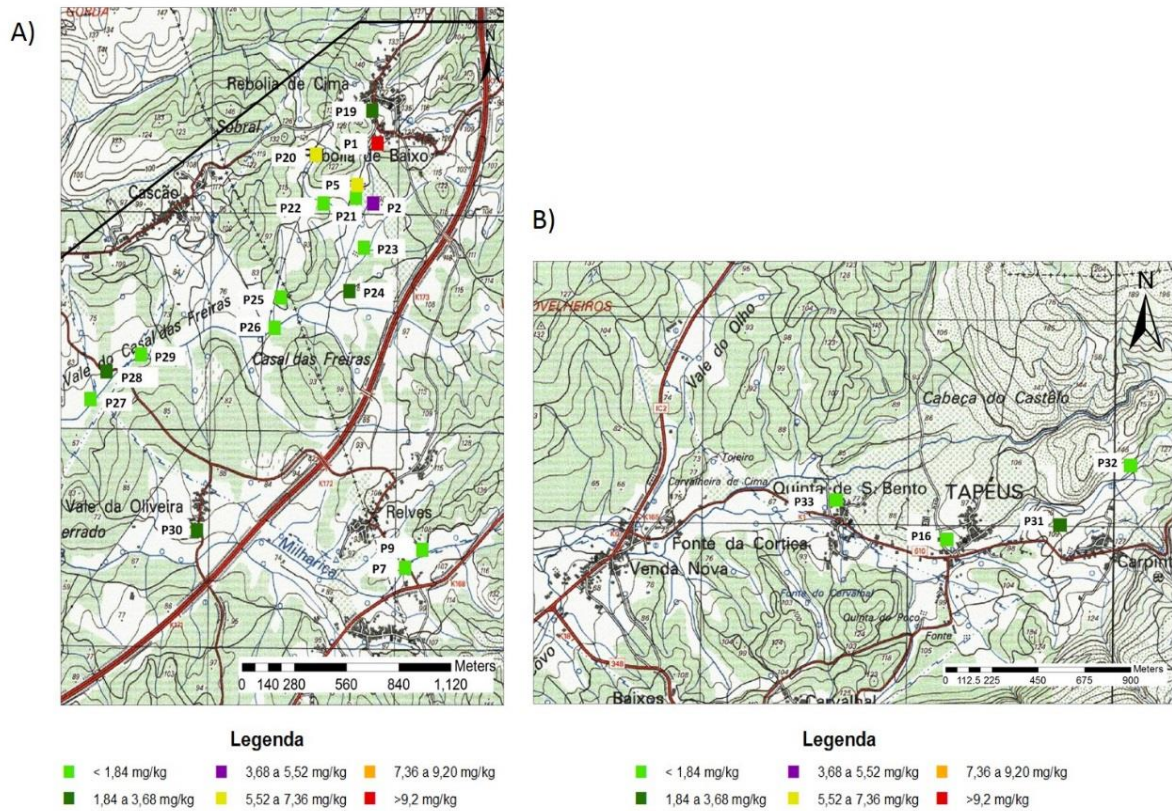


Figura 6.34 – Distribuição geográfica das concentrações de U nas amostras de *Lemna minor* da área de estudo (Novembro 2012) (A – Rebolia e Relves; B – Tapéus)

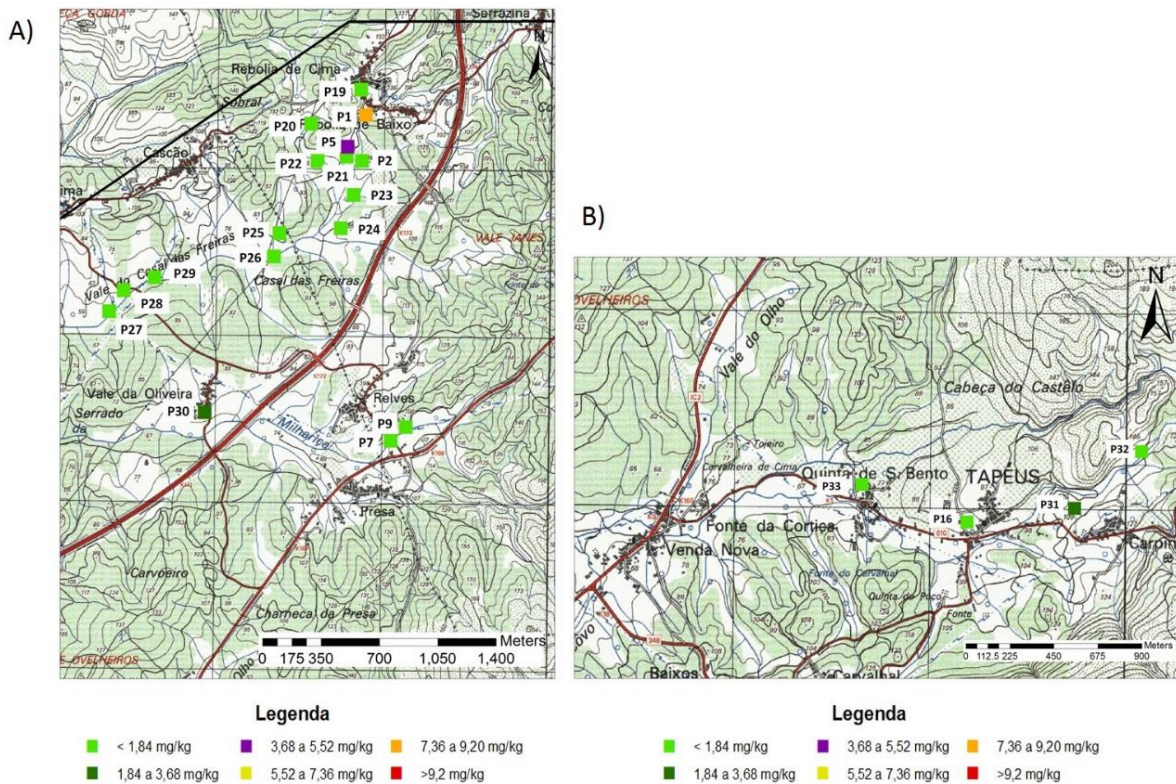


Figura 6.35 – Distribuição geográfica das concentrações de U nas amostras de *Lemna minor* da área de estudo (Maio 2013) (A – Rebolia e Relves; B – Tapéus)

6.2.3 – Influência do pH

Para se validar a hipótese da existência de uma relação directa entre o pH e a capacidade de acumulação de U nas plantas, tal como foi referido no ponto 6.2.1, realizou-se uma análise de correlação entre as variáveis bem como uma análise em componentes principais (ACP) com os dados da *Fontinalis antipyretica* e *Lemna minor* da colheita de Maio da área de estudo bem como a dados referidos por Paulo (2006) para a região uranífera das Beiras.

A tabela 6.16 apresenta a matriz de correlação de Pearson para os valores de U da colheita de Maio na água e plantas da área em estudo conjuntamente com valores obtidos por Paulo (2006) na região uranífera das Beiras para o mesmo elemento nas águas e plantas.

Tabela 6.16 – Matriz de correlação de Pearson entre as variáveis U nas águas e plantas e pH (n=23; UA – U Águas; UF – U *Fontinalis antipyretica*; UL – U *Lemna minor*; os coeficientes de correlação lineares significativos para $p < 0,05$ estão a negrito)

	pH	UA	UF	UL
pH	1			
UA	-0.17	1		
UF	-0.36	-0.08	1	
UL	-0.70	0.64	0.36	1

A análise da correlação existente entre cada um dos elementos (tabelas 6.16) permitiu verificar que o U nas águas correlaciona-se positivamente com o U na *Lemna minor* e que o pH correlaciona-se negativamente com o U na *Lemna minor* e não se correlaciona com a *Fontinalis antipyretica*, o que evidencia as diferenças para os dois tipos de biomonitorização e o tempo de residência das espécies.

De modo a facilitar a interpretação dos resultados recorreu-se à aplicação da ACP para estes dados.

A aplicação da ACP às forneceu os valores que se apresentam na tabela 6.17. e representa os valores próprios e a percentagem de variância explicada de cada um dos eixos da ACP. Verifica-se que os dois primeiros eixos explicam em conjunto 82,96% da variância total.

Tabela 6.17 – Valores próprios e variância explicada dos eixos factoriais resultantes da ACP dos teores de U para as águas e plantas da área em estudo e da região uranífera das Beiras

	Eixo 1	Eixo 2
Valor próprio	2.178	1.140
Variância explicada (%)	54.450	28.511
Variância acumulada (%)	54.450	82.961

Capítulo 6 – Hidroquímica e Biomonitorização das águas

Na tabela 6.18 apresentam-se os valores das coordenadas activas nos dois primeiros eixos.

Tabela 6.18 – Coordenadas das variáveis nos eixos factoriais resultantes da ACP das amostras de U para as águas e plantas da área em estudo e da região uranífera das Beiras (a negrito estão os valores com importância estatisticamente relevante)

Variáveis	Eixo 1	Eixo 2
pH	0.8056	0.2680
UA	-0.6028	0.7277
UF	-0.5011	-0.7199
UL	-0.9563	0.1443

Relativamente à contribuição dos vários elementos para a formação dos referidos eixos verifica-se que os elementos que mais os caracterizam são:

Eixo 1 – pH e UL;

Eixo 2 – UA e UF;

A figura 6.36 mostra a projecção das variáveis no primeiro plano factorial.

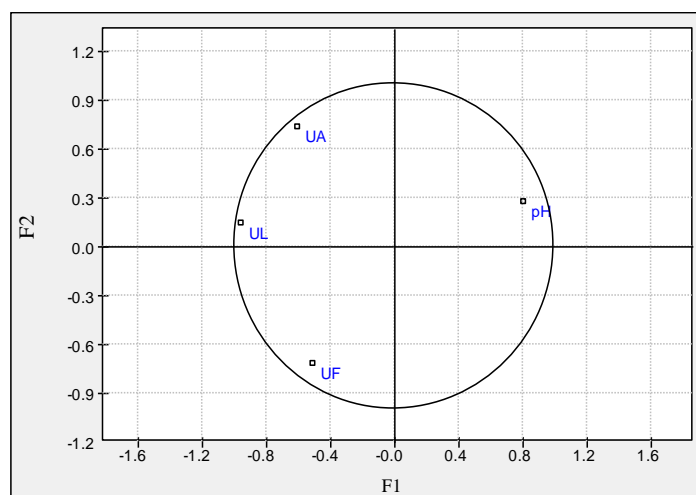


Figura 6.36 – Projecção das variáveis pH e U nas águas e plantas da área em estudo e região uranífera das Beiras no 1º plano factorial (F1/F2)

Analisando a tabela 6.18 e a figura 6.36 verifica-se a existência de um grupo constituído por U nas águas, U na *Fontinalis antipyretica* e U na *Lemna minor*, em oposição ao pH, demonstrando uma relação inversa entre o pH e o U, o que permite concluir que ele se encontra mais biodisponível em águas ácidas.

A figura 6.37 apresenta a projecção das amostras no plano factorial definido pelos eixos 1 e 2.

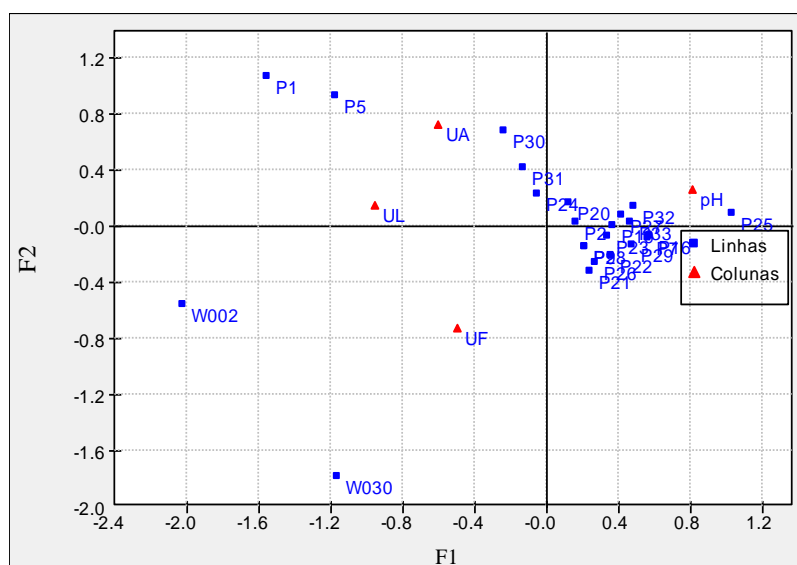


Figura 6.37 – Projecção das amostras da área em estudo e da região uranífera das Beiras no primeiro plano factorial

Analisando a figura 6.37 verifica-se que o pH tem influência na acumulação de U pelas plantas, pois encontra-se oposto a este, indicando que quanto mais ácida a água maior a capacidade de acumulação das plantas.

Este facto pode ser realçado com a aplicação de uma análise de correlação entre os dados do pH e o CAB da área em estudo conjuntamente com valores obtidos por Paulo (2006) na região uranífera das Beiras para as mesmas variáveis, que se encontram representados nas tabelas 6.19 e 6.20.

Capítulo 6 – Hidroquímica e Biomonitorização das águas

Tabela 6.19 – Coeficientes de Absorção Biológica (CAB) de U para a *Fontinalis antipyretica* (CABF) e *Lemna minor* (CABL) nas amostras da área de estudo (colheita de Maio) e da região uranífera das Beiras

Pontos de amostragem	pH	CABF	CABL
P1	6.63	0.14×10 ³	0.20×10 ³
P2	6.87	0.11×10 ³	0.17×10 ³
P5	6.48	0.13×10 ³	0.12×10 ³
P7	7.15	0.48×10 ³	0.11×10 ³
P9	6.75	0.40×10 ³	0.23×10 ³
P16	7.16	0.12×10 ³	0.16×10 ³
P19	7.03	0.28×10 ³	0.10×10 ³
P20	6.99	0.19×10 ³	0.13×10 ³
P21	6.57	2.01×10 ³	0.17×10 ³
P23	6.87	0.16×10 ³	0.07×10 ³
P24	6.86	0.17×10 ³	0.11×10 ³
P25	7.82	0.08×10 ³	0.06×10 ³
P26	6.60	0.07×10 ³	0.11×10 ³
P27	7.21	0.22×10 ³	0.15×10 ³
P28	6.76	0.36×10 ³	0.28×10 ³
P29	7.00	0.16×10 ³	0.22×10 ³
P30	7.03	0.07×10 ³	0.08×10 ³
P31	6.96	0.08×10 ³	0.12×10 ³
P32	7.28	0.10×10 ³	0.10×10 ³
P33	7.14	0.23×10 ³	0.07×10 ³
W002	5.32	3.00×10 ³	0.99×10 ³
W030	6.48	30.90×10 ³	1.07×10 ³

Tabela 6.20 – Matriz de correlação de Pearson entre as variáveis pH e CAB da *Fontinalis antipyretica* (CABF) e da *Lemna minor* (CABL) da área de estudo e da região uranífera das Beiras (n=22; os coeficientes de correlação lineares significativos para $p < 0,05$ estão a negrito)

	pH	CABF	CABL
pH	1		
CABF	-0.26	1	
CABL	-0.70	0.77	1

A análise das tabelas 6.19 e 6.20 veio confirmar o que foi referido anteriormente:

- Quanto mais baixo o pH, maior a capacidade de acumulação de U nas plantas;
- O pH correlaciona-se com o U na *Lemna minor*, pois o tempo de residência desta espécie na água é maior do que o da *Fontinalis antipyretica*.

Capítulo 7 – Conclusões e Recomendações

Nos três locais estudados ocorrem aquíferos freáticos, maioritariamente de natureza aluvionar. A hidrodinâmica aquífera apresenta uma acentuada proximidade com as massas de água superficiais (precipitação, retenção e escoamento).

A caracterização físico-química das águas locais expressou que, no geral, as águas apresentam condutividades eléctricas moderadas, pH neutro a ligeiramente básico e inserem-se na fácies bicarbonatada-cálcica. Estas características decorrem da presença de formações carbonatadas (calcários do Cretácico e do Jurássico) nos domínios estudados ou em sectores situados a montante.

As águas apresentam variações físico-químicas sazonais associadas à época seca e à época das chuvas. No entanto, estas variações estão dependentes de outros factores naturais - composição litológica - e antropogénicos, tais como as actividades agrícolas.

Registaram-se consideráveis variações hidroquímicas espaciais.

Relativamente à composição química das águas os pontos P19 e P30 são dos que apresentam concentrações mais elevadas de bicarbonato, cloreto, sulfato, fosfato, cálcio, magnésio, sódio, potássio, crómio, cobalto e arsénio.

As concentrações mais elevadas de U tanto nas águas como nas plantas, encontram-se nas amostras P1 e P5 que se situam na Rebolia, nas proximidades da camada mineralizada em U (Arenitos finos de Lousões), o que indica a possibilidade de estes poços se encontrarem associados a falhas profundas do soco.

O valor mais elevado de U encontrado nas águas foi de 83 µg/L, valor baixo quando comparado com 1220 µg/L da região uranífera das Beiras, e 904 µg/L da zona de S.Fipo em Condeixa-a-Nova. No entanto este valor é mais elevado do que o encontrado na região da Horta da Vilarça (5,56 µg/l), embora os valores desta região sejam só de águas superficiais. O fundo hidrogeoquímico para as águas de estudo é de 1,62 µg/L, muito inferior ao da região uranífera das Beiras (4µg/L), como seria de esperar.

Das duas metodologias de biomonitorização utilizadas para a detecção de anomalias de U, a activa foi a que se revelou mais eficaz, pois a *Fontinalis antipyretica* nas duas colheitas, apesar de ter um período de residência menor, consegue acumular mais U que a *Lemna minor*. No entanto, esta hipótese não se pôde testar porque não havia *Fontinalis antipyretica* nos poços. Embora, em trabalhos de Paulo (2006) se tenha verificado que a *Fontinalis antipyretica* de facto acumula mais U que a *Lemna minor*. Também com outras espécies os resultados podem ser diferentes.

A concentração mais elevada de U encontrada na *Fontinalis antipyretica* foi de 39 mg/kg, valor baixo quando comparado com a região uranífera das Beiras. No entanto, a

Capítulo 7 – Conclusões e Recomendações

concentração máxima na *Lemna minor* da área de estudo (11 mg/kg) é superior ao valor máximo encontrado nesta região (8 mg/kg). Comparado com os valores da região da Horta da Vilariça (36 mg/kg na *Fontinalis antipyretica* e 3 mg/kg na *Lemna minor*) os da área de estudo são mais elevados para as duas espécies.

O CAB para as duas plantas é inferior aos CAB obtidos para as mesmas espécies na região uranífera das Beiras e da Horta da Vilariça, o que demonstra que águas com pH mais ácido apresentam maior disponibilidade para a acumulação de U.

Com base nos conhecimentos atuais, a origem das anomalias nos valores U, poderão decorrer de dois processos:

- circulação hídrica profunda através de fracturas que atingem do soco paleozóico;
- percolação de água superficiais e sub-superficiais que atingem as camadas dos Arenitos finos de Lousões, nomeadamente os estratos argilosos e mineralizados em U.

Em virtude dos resultados obtidos não serem totalmente conclusivos relativamente à origem e dispersão das anomalias de U, sugere-se o desenvolvimento de novos estudos que poderão incluir:

- Prospecção geofísica na área de estudo para averiguar a proveniência do U, nomeadamente o estudo do falhamento do soco;
- Campanhas de amostragem de plantas terrestres para verificar a capacidade de acumulação de U das mesmas quando comparadas com as plantas aquáticas;
- Análise mineralógica e química da camada mineralizada em U (arenitos finos de Lousões) para identificar a mineralogia e possível génese;
- Estender a malha de amostragem de poços a áreas contíguas para tentar verificar uma orientação definida do U;

Para além das recomendações acima descritas e tendo em conta que na área estudada os valores de U e outros elementos vestigiais nas massas de águas se encontram acima dos valores permissíveis para a utilização nas diversas actividades antrópicas, sugere-se ainda a realização de outros estudos:

- Aproveitamento e gestão dos recursos hídricos;
- Aplicação de trabalhos de fitorremediação para tentar baixar os valores de U e deixar as águas admissíveis para rega.

Bibliografia

- Allen, B. (1988) – *Studies on the genus Fontinalis (Musci: Fontinalaceae)*. Brittonia 40 (2), pp. 180-187
- Almeida, C., Mendonça, J., Jesus, M. & Gomes, A. (2000) – *Sistemas aquíferos de Portugal Continental*. Lisboa: Instituto da Água.
- Almeida, C. (2009) – *Impacte ambiental de antigas explorações mineiras de urânio na região centro de Portugal (Mondego Sul)*. Dissertação de Mestrado. Departamento de Ciências da Terra da Universidade de Coimbra.
- Arroyave, M. (2004) – *La lenteja de agua (Lemna minor L.): una planta acuática promisoría*. Revista EIA 1, pp. 33-38.
- Barroso, A. (1984a) – *Projecto U: Subprojecto Sedimentar – Segundo aditamento ao plano de sondagens*. Serviço de Fomento Mineiro.
- Barroso, A. (1984b) – *Projecto U: Subprojecto Sedimentar – Relatório anual de 1984*. Serviço de Fomento Mineiro.
- Barroso, A. (1985) – *Projecto Energético Nacional: Prospecção de U – Proposta de trabalhos para 1985*. Serviço de Fomento Mineiro.
- Brooks, R. (1998) – *Plants that hyperaccumulate heavy metals*. Wallingford, CAB International, 384 p.
- Carta Militar nº 250, folha – Soure, 1/25000*, Instituto Geográfico do Exército, Lisboa
- Cenci, R. (2000) – *The use of aquatic moss (Fontinalis antipyretica) as a monitor of contamination in standing and running waters: limits and advantages*. Scientific and legal aspects of biological monitoring in freshwater, J. Limnol. 60 (Suppl. 1), pp. 53-61.
- Câmara Municipal de Condeixa-a-Nova – *PDMFCI Condeixa*. Acedido a 09/03/2013.
- Câmara Municipal de Soure – *PDMFCI Soure*. Acedido a 09/03/2013.
- Clesceri, L., Greenberg, A. & Eaton, A. (1998) – *Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater*. Ed. American Public Health Association. American Water Works Association. Water Environment Federation.
- Cordeiro, C., Favas, P. & Pratas, J. (2012) – *Bioacumulação de urânio em plantas aquáticas na região da Horta da Vilarça (NE de Portugal)*. Para Desenvolver a Terra – Memórias e notícias de Geociências no espaço Lusófono, vol. III, Imprensa da Universidade de Coimbra, pp. 351-358.
- Cunha, L. (1990) – *As serras calcárias de Condeixa-Sicó-Alvaiázere*. Dissertação de Mestrado. Departamento de Letras da Universidade de Coimbra.
- Custodio, E. & Llamas, M. (1983) – *Hidrología Subterránea*. Tomo I, 2ª ed., Barcelona, Ediciones Ómega, 1157 p.
- C. V. R. M. (2000) – *ANDAD, versão 7.2*, Centro de Valorização de recursos Minerais, Instituto Superior Técnico, Lisboa.
- EPA (2000) – *Introduction to Phytoremediation*. National Risk Management Research Laboratory Office of Research and Development U.S. Environmental Protection Agency Cincinnati, Ohio 104 p.
- Favas, P.J.C. (2008). *Biogeoquímica em áreas mineiras estano-volfrâmicas*. Tese de Doutoramento. Universidade de Trás-os-Montes e Alto Douro, Vila Real, 805 p.
- Figueira, R. (2002) – *Desenvolvimento de um sistema de biomonitorização ambiental*. Tese de Doutoramento. Faculdade de Ciências da Universidade de Lisboa.
- Figueira, R. & Ribeiro, T. (2005) – *Transplants of aquatic mosses as biomonitors of metals released by a mine effluent*. Elsevier: Environmental Pollution 136, pp 293-301.
- Florêncio, A. (2005) – *Enquadramento hidrogeológico e geológico das exurgências de Arrifana e dos Banhos Quentes*. Dissertação de Mestrado. Departamento de Ciências da Terra da Universidade de Coimbra.
- Fonseca, A. & Rego, J. (1982a) – *Equipa de Apoio de Emanometria. Relatório do 3º trimestre de 1982*. Serviço de Fomento Mineiro.
- Fonseca, A. & Rego, J. (1982b) – *Equipa de Apoio de Emanometria. Relatório do 2º trimestre de 1982*. Serviço de Fomento Mineiro.
- Glime, J. (1968) – *Ecological observations on some bryophytes in Appalachian mountain streams*. Castanea 33, pp. 300-325.
- Gonzalez, C. & Branquinho, C. (no date) – *Biomonitorização da qualidade das águas superficiais nas Ribeiras*. Disponível em <http://naturlink.sapo.pt/Natureza-e-Ambiente/Sistemas-Aquaticos/content/Biomonitorizacao-da-qualidade-das-aguas-superficiais-nas-Ribeiras-de-Monfurado?bl=1&viewall=true>.
- Google Earth. Acedido a 22/03/2013.
- Kabata-Pendias, A. & Mukherjee, A. (2007) – *Trace Elements from Soil to Human*, ed. Springer Berlin Heidelberg.

- Lopes, S (2009) – *Contaminação ambiental da antiga exploração mineira da mina da Ribeira na região do Nordeste Transmontano*. Dissertação de Mestrado. Departamento de Ciências da Terra da Universidade de Coimbra.
- Manupella, G., Rocha, R., Soares, A., Matos, M., Rodrigues, A., Deus, P., Oliveira, J., Mouterde, R. & Perrot, Ch. (1976) – *Carta Geológica de Portugal na escala 1/50000, folha 19-C, Figueira da Foz*. Serviços Geológicos de Portugal.
- Markert, B. (2008) – *Bioindication and biomonitoring as innovative biotechniques for controlling trace metal influence to the environment*. Trace elements as contaminants and nutrients: consequences in ecosystems and human health, Ed. John Wiley & Sons, Inc. pp: 743-760.
- Marques, J., Soares, A., Godinho, M., Dias, J. & Cajão, M. (1979) – *Contribuição para o estudo da distribuição hidrogeoquímica do Urânio na Orla Mesocenozóica Ocidental Portuguesa*. Comunicação dos Serviços Geológicos Portugueses, pp. 151-176.
- Marques, R. (2007) – *Biomonitorização de metais pesados – Aplicação a linhas de água contaminadas por escorrências provenientes de uma área mineira e desenvolvimento de uma simulação laboratorial*. Projecto ambiental. Departamento de Ciências da Terra da Universidade de Coimbra.
- Morgado, A. (2012) – *Radioactividade natural em águas subterrâneas de domínios sedimentares – o caso da região entre Ribeira e S. Fipo (Condeixa-a-Nova)*. Dissertação de Mestrado. Departamento de Ciências da Terra da Universidade de Coimbra.
- Mota, G. (2009) – *Biomonitorização de metais pesados – Estudo preliminar de contaminação na Ribeira de Couselhas (FUCOLI-SOMEPAL) e na Ribeira de Ançã (FAPRICELA)*. Dissertação de Mestrado. Departamento de Ciências da Terra da Universidade de Coimbra.
- Olguín, E. & Hernández, E. (1998) – *Use of aquatic plants for recovery of nutrients and heavy metals from wastewater*. Disponível em: www.idrcca/industry/canada.
- Paulo, C. (2006) – *Seleção de plantas aquáticas e perspectivas na fitorremediação de escorrências uraníferas*. Dissertação de Mestrado. Instituto Superior Técnico de Lisboa.
- Paulo, C. & Pratas, J. (2008) – *Environmental contamination control of water drainage from Uranium mines by aquatic plants*. Trace elements as contaminants and nutrients: consequences in ecosystems and human health, Ed. John Wiley & Sons, Inc. pp: 623-651.
- Pratas, J., Favas, P., Rodrigues, N. & Prasad, M. (2010a) – *Arsenic accumulation in aquatic plants (Central Portugal)*. Advances in waste management: 4th WSEAS International Conference of Waste Management, Water Pollution, Indoor Climate (WWAI'10). Published by WSEAS Press, pp: 73-76.
- Pratas, J., Favas, P., Rodrigues, N. & Prasad, M. (2010b) – *Phytofiltration of uranium in aquatic plants of Central Portugal*. Advances in waste management: 4th WSEAS International Conference of Waste Management, Water Pollution, Indoor Climate (WWAI'10). Published by WSEAS Press, pp: 73-76.
- Pratas, J., Favas, P., Rodrigues, N. & Prasad, M. (2010c) – *Acumulação de Urânio em plantas aquáticas (Região Uranífera das Beiras): possibilidade de bioindicação e fitorremediação*. e-Terra – Revista Electrónica de Ciências da Terra, vol, 9 – nº 15, 4p.
- Pratas, J., Rodrigues, N., Alves, F. & Patrício, J. (2010) – *Uranium removal in artificial wetlands*, Advances in waste management: 4th WSEAS International Conference of Waste Management, Water Pollution, Indoor Climate (WWAI'10). Published by WSEAS Press, pp: 112-117.
- Pratas, J., Favas, P., Paulo, C., Rodrigues, N. & Prasad, M. (2012) – *Uranium accumulation by aquatic plants from uranium-contaminated water in Central Portugal*. International Journal of Phytoremediation, 14:3, pp:221-234.
- Rascio, N. & Navari-Izzo, F. (2011) – *Heavy metal hyperaccumulating plants: How and why do they do it? And what makes them so interesting?* Plant Science 180, pp: 169-181.
- Rocha, R., Manupella, G., Mouterde, R., Ruget, C. & Zbyszewski, G. (1981) – *Notícia explicativa da Carta Geológica de Portugal na escala 1/50000, folha 19-C, Figueira da Foz*. Serviços Geológicos de Portugal.
- Romariz, C. (1960) – *Estudo geológico e petrográfico da área tifónica de Soure*. Comunicações dos Serviços Geológicos de Portugal, Tomo XLIV.
- Say, P & Whitton, B. (1983) – *Accumulation of heavy metal by aquatic mosses. 1: Fontinalis antipyretica Hedw*. Hydrobiologia 100, pp. 245-260.
- Serrão, L. (2003) – *O Livro da Água*. Coleções Unibanco, 207 p.
- Siebert, A., Bruns, I., Krauss, G., Miersch, J. & Markert, B. (1995) – *The use of the aquatic moss Fontinalis antipyretica L. ex Hedw. as a bioindicator for heavy metals*. Elsevier: The Science of the Total Environment 177. Pp 137-144.
- Andrade, A. (2005) – *Lições de Geologia de Portugal*, Cap. 1, Sebenta de Geologia de Portugal.

- Sune, E. (1999) – Easy-Quim.4
Van Loon, J. & Barefoot, R. (1989) – *Analytical Methods for Geochemical Exploration*. Academic press inc. Toronto, 344 pp.
Wehr, J. & Whitton, B (1983) – *Accumulation of heavy metals by aquatic mosses. 3: Seasonal changes*. Hydrobiologia 100, pp. 285-291.
Zhou, Q., Zhang, J., Fu, J., Shi, J. & Jiang, G. (2007) – *Biomonitoring: An appealing tool for assessment of metal pollution in the aquatic ecosystem*. Elsevier 606, pp: 135-150.

Sítios consultados

- http://cmuscmr.cmu.edu.tw/english/garden_photos.html. Acedido 07/05/2013.
http://pt.wikipedia.org/wiki/Rio_Ega. Acedido em 20/03/2013.
http://pt.wikipedia.org/wiki/Rio_Arunca. Acedido a 20/03/2013.
http://pt.wikipedia.org/wiki/Rio_An%C3%A7os. Acedido a 20/03/2013.
www.ccdrc.pt. Acedido a 20/12/2012.
www.snirh.pt. Acedido a 20/12/2012.
<http://vivaageologia.blogspot.pt/2012/01/carta-geologica-de-portugal.html>. Acedido a 12/05/2013.
<http://www.apambiente.pt/index.php?ref=5&subref=637&sub2ref=773>. Acedido a 20/12/2012.

ANEXOS

Anexo 1 – Parâmetros físicos das águas (Novembro 2012) (CS – Cota da superfície; N.f. – Nível freático; SA – Sistema aquífero; L – Lourçal; S-A – Sicó-Alvaiázere)

Pontos	X (m)	Y (m)	CS (m)	Prof. água (m)	N.f. (m)	Local	SA
P1	538884	4436335	109	1,05	107,95	Rebolia	L
P2	538788	4435957	91	4,45	86,55	Rebolia	L
P3	538831	4435847	88	2,04	85,96	Rebolia	L
P4	538689	4435882	87	1,48	85,52	Rebolia	L
P5	538701	4436041	94	3,66	90,34	Rebolia	L
P6	538831	4436244	102	1,72	100,28	Rebolia	L
P7	538975	4434282	99	2,14	96,88	Relves	L
P8	538991	4434347	100	3,47	96,53	Relves	L
P9	539066	4434366	100	2,48	97,52	Relves	L
P10	539211	4434467	100	5,31	94,69	Relves	L
P11	539284	4434543	106	5,66	100,34	Relves	L
P12	539352	4434579	110	4,14	105,86	Relves	L
P13	538682	4431852	75	2,48	72,52	Tapéus	S-A
P14	538816	4431981	75	0,98	74,02	Tapéus	S-A
L15	538817	4431886	75	1,5	73,5	Tapéus	S-A
P16	539112	4431838	88	2,22	85,78	Tapéus	S-A
P17	538144	4432122	75	3,2	71,8	Tapéus	S-A
L18	537644	4431867	69	1,84	67,16	Tapéus	S-A
P19	539961	4436480	119	1,18	117,82	Rebolia	L
P20	538480	4436178	100	0,65	99,35	Rebolia	L
P21	538695	4435982	91	3,10	87,9	Rebolia	L
P22	538522	4435954	88	4,70	83,3	Rebolia	L
P23	538740	4435752	82	2,40	79,6	Rebolia	L
P24	538665	4435552	75	0,80	74,2	Rebolia	L
P25	538297	4435519	75	2,05	72,95	Rebolia	L
P26	538265	4435379	75	3,87	71,13	Rebolia	L
P27	537367	4435169	75	1,60	73,4	Rebolia	L
P28	537447	4435261	75	2,20	72,8	Rebolia	L
P29	537567	4435374	75	2,35	72,65	Rebolia	L
P30	537859	4434433	75	2,10	72,9	Relves	L
P31	539661	4431913	106	2,10	103,9	Tapéus	S-A
P32	540001	4432206	125	1,10	123,9	Tapéus	S-A
P33	538574	4432025	75	1,35	73,65	Tapéus	S-A
Arrifana	541712	4438530	50	0,60	49,4	Arrifana	L