

Concentração de metais pesados nos solos utilizados para agricultura urbana na cidade de Lisboa

Hugo Tiago Duarte Costa

Dissertação para a obtenção do Grau de Mestre em

Engenharia do Ambiente

Orientadores: Doutora Teresa Barbosa Eira Leitão de Lobo Ferreira

Doutora Maria do Rosário da Conceição Cameira

Júri:

Presidente: Doutora Elizabeth da Costa Neves Fernandes de Almeida Duarte,
Professora Catedrática do Instituto Superior de Agronomia da Universidade de Lisboa

Vogais:

Doutora Teresa Barbosa Eira Leitão de Lobo Ferreira, Investigadora Principal do
Laboratório Nacional de Engenharia Civil, orientadora

Doutora Maria da Conceição Pinto Baptista Gonçalves, Investigadora Auxiliar do
Instituto Nacional de Investigação Agrária e Veterinária, I.P.

Agradecimentos

A realização desta dissertação de mestrado resulta não só do empenho individual, mas também da intervenção direta e indireta de algumas pessoas. Sem o apoio e o incentivo delas a conclusão desta fase da minha vida não teria sido possível, a elas estarei eternamente grato.

Durante esta última fase do meu percurso académico, tive a oportunidade de conhecer a Dr.^a Teresa Leitão, minha orientadora nesta dissertação, que desde o primeiro minuto depositou toda a confiança em mim. A ela tenho de agradecer todas as oportunidades que me deu e todas as portas que me abriu ao longo do último ano. Agradeço ainda, a partilha do saber e as valiosas contribuições para a dissertação, sempre oportunas e úteis. Termino esta fase da minha vida académica com a esperança de que a nossa despedida não seja um *adeus* mas sim um *até já*.

À Professora Maria do Rosário Cameira, minha co-orientadora, expresso o meu profundo agradecimento por me ter convidado a elaborar esta dissertação. Muitos dos conhecimentos que hoje tenho devo-os a ela, pois durante a minha licenciatura e mestrado no Instituto Superior de Agronomia, foram muitos os ensinamentos que me transmitiu. Tenho que lhe agradecer não só por isto, mas por muito mais, pela disponibilidade, pela paciência, pelas sugestões e, acima de tudo, por ter confiado em mim.

Existe uma pessoa a quem não poderia deixar de agradecer, apesar de estar a 1 500 km de distância. À Dr.^a Béatrice Bechet o meu sincero obrigado. Obrigado pela total disponibilidade demonstrada em me ajudar com as análises aos solos e interpretação dos resultados. Sem ela, a concretização desta dissertação não teria sido possível.

À Maria José Henriques também tenho que agradecer por todo o apoio no trabalho de campo, estando sempre disponível a qualquer hora para me ajudar com o que fosse preciso. Obrigado pela preocupação demonstrada e por todos os ensinamentos que me deu em áreas que dominava menos bem, tendo sido incansável durante este período de tempo.

A recolha de amostras de solo não teria sido possível sem a colaboração do Arq.^o Duarte Mata, da Eng.^a Fernanda Castiço e do Eng.^o Fernando Calca, da Câmara Municipal de Lisboa, que deram todo o apoio logístico necessário para as campanhas.

Aos meus pais, irmã e avós, pelo apoio e motivação ao longo da minha vida, por terem sempre acreditado em mim e naquilo que faço, pelo amor e carinho demonstrados. Obrigado por me terem ajudado a ser quem sou.

E por fim, a todos os meus colegas e amigos, em especial ao Diogo Borges, à Ana Carapeta e ao Nuno Rocha que acompanharam de perto todo o desenvolvimento do meu trabalho e sempre me apoiaram e aconselharam em tudo. Vocês são especiais e eternos.

Resumo

No presente trabalho estudou-se a concentração de metais pesados nos solos utilizados para agricultura urbana na cidade de Lisboa. A agricultura urbana pode ser encontrada sob diversas formas numa cidade, sendo as Hortas Urbanas uma dessas formas. No total foram escolhidos seis locais para análise, o Parque Hortícola da Quinta da Granja (PHG), o Parque Hortícola do Vale de Chelas (PHVC), as Hortas do Laboratório Nacional de Engenharia Civil (LNEC), as Hortas do Centro Hospitalar Psiquiátrico de Lisboa (CHPL), as Hortas da Quinta da Granja (GV) e as Hortas espontâneas junto à Circular Rodoviária Interna de Lisboa (CRIL). De forma a interpretar-se da melhor forma as concentrações de metais pesados nos solos, várias propriedades físicas e químicas foram estudadas, entre elas a textura do solo, as propriedades hidrodinâmicas, a reação do solo e o teor de matéria orgânica. Foi também efetuado um breve enquadramento geológico das áreas das hortas, assim como uma caracterização das condições envolventes utilizando o *software* ArcGis e Google Earth®. O método utilizado para a determinação das concentrações de metais pesados no solo foi a espectrometria de fluorescência de raios-X portátil (PXRF). A análise aos solos demonstrou a presença de alguns metais acima dos valores limite, com especial ênfase na CRIL para os elementos Cr, Ni, V e Ba. A presença destes elementos está relacionada com a geologia do local, os solos resultaram de rochas basálticas que apresentam altos teores nestes elementos. O PHG apresentou casos acima do valor limite para Pb e Zn. Todos os restantes locais não apresentam casos acima do valor limite, com exceção do LNEC que apresentou teores elevados de Pb e As apenas numa parcela. Com estes resultados, pretende-se que seja efetuada uma reflexão sobre os locais apropriados para a correta instalação de hortas urbanas por parte da Câmara Municipal de Lisboa.

Palavras-chave: Agricultura Urbana, Parque Hortícola, Hortas Urbanas, Metais Pesados, Espectrometria de Fluorescência de raios-X Portátil (PXRF)

Abstract

The present work aims to study the content of heavy metals in soils used for urban agriculture in Lisbon. The Urban Agriculture can be found in various forms within city limits, the Urban Allotment Gardens (UAG) are one of these forms. For this study six UAG were chosen, Allotment Park of Quinta da Granja (PHG), Allotment Park of Chelas Valley (PHVC), UAG of National Laboratory of Civil Engineering (LNEC), UAG of Psychiatric Hospital of Lisbon (CHPL), UAG of Quinta da Granja (GV) and UAG next to Internal Ring Road of Lisbon (CRIL). In order to interpret the heavy metals content in the best way, several physical and chemical soil properties were studied, including soil texture, hydrodynamic properties, soil pH and organic matter content. It was also done a short geological characterization of UAG areas, as well as a characterization of surroundings using ArcGis software and Google Earth©. The content of heavy metals in soils was determined using portable X-ray fluorescence spectrometer (PXRF) method. The soil analysis showed the presence of some metals above the limit values, particularly in CRIL that showed contamination with Cr, Ni, V and Ba. The presence of these elements is linked to the local's geology, once the soil resulted from basaltic rocks which have high contents of these elements. The PHG showed contamination with Pb and Zn. All remaining sites did not show cases of contamination, except LNEC that showed contamination with Pb and As only in one plot. With these results it is intended that a reflection about the suitable places for the installation of UAG should be performed by the City Council of Lisbon.

Keywords: Urban Agriculture, Allotment Park, Urban Allotment Gardens, Heavy metals, Portable X-ray Fluorescence Spectrometer (PXRF)

Índice

Capítulo 1 - Introdução	1
1.1. Enquadramento e justificação do tema escolhido.....	1
1.2. Objetivos	4
1.3. Trabalhos Complementares	5
Capítulo 2 - A temática da Agricultura Urbana	6
2.1. Introdução	6
2.2. Hortas Urbanas	7
2.2.1. Definição e historial.....	7
2.2.2. Hortas urbanas do município de Lisboa	9
2.3. Solos Urbanos.....	11
2.4. Fontes de Contaminantes em Ambientes Urbanos	13
2.5. Riscos associados à Agricultura Urbana	17
Capítulo 3 - A Problemática dos Metais Pesados	19
3.1. Introdução	19
3.2. Metais Pesados no Solo: origens e efeitos.....	21
3.2.1. Bário (Ba).....	21
3.2.2. Cádmio (Cd).....	22
3.2.3. Chumbo (Pb).....	23
3.2.4. Cobre (Cu)	24
3.2.5. Crómio (Cr)	25
3.2.6. Níquel (Ni).....	26
3.2.7. Vanádio (V).....	27
3.2.8. Zinco (Zn).....	28
3.3. Fatores que Afetam a Biodisponibilidade no Solo	29
Capítulo 4 – Casos de Estudo: Hortas Urbanas no município de Lisboa	33
4.1. Caracterização Biofísica de Lisboa	33
4.2. Breve Enquadramento Geológico.....	34
4.3. Caracterização das Condições Envolventes	37
4.4. Caracterização dos Solos	39
4.4.1. Introdução	39
4.4.2. Metodologia para a caracterização física e química dos solos	39
4.4.3. Metodologia para a quantificação de metais pesados no solo.....	41

4.5.	Caracterização da Deposição Atmosférica.....	44
4.6.	Caracterização das Práticas Agrícolas.....	46
4.6.1.	Água de rega	46
4.6.2.	Fertilizante orgânico.....	46
Capítulo 5 – Resultados e Discussão	48
5.1.	Propriedades Físicas.....	48
5.1.1.	Textura e estrutura do solo.....	48
5.1.2.	Propriedades hidrodinâmicas.....	49
5.2.	Propriedades Químicas.....	52
5.2.1.	Matéria orgânica	52
5.2.2.	Reação do solo - pH	54
5.2.3.	Carbonatos	57
5.2.4.	Capacidade de troca catiónica	58
5.3.	Concentração de Metais Pesados nos Solos	60
5.3.1.	Bário (Ba).....	63
5.3.2.	Chumbo (Pb).....	63
5.3.3.	Cobre (Cu)	65
5.3.4.	Crómio (Cr)	66
5.3.5.	Níquel (Ni).....	67
5.3.6.	Vanádio (V).....	68
5.3.7.	Zinco (Zn).....	69
Capítulo 6 - Conclusão	71
Referências bibliográficas	73

Lista de figuras

Figura 1 - Parques hortícolas e hortas urbanas da cidade de Lisboa.....	11
Figura 2 - Ciclo biogeoquímicos dos metais pesados	14
Figura 3 - Variação da mobilidade de alguns hidróxidos consoante o pH	30
Figura 4 - Principais direções do vento em Lisboa.....	33
Figura 5 - Mapa do tipo de solos	36
Figura 6 - Mapa da localização das áreas de estudo e pontos de amostragem.....	38
Figura 7 - Colheita de amostras de solo	40
Figura 8 - Amostras de solo crivadas.....	43
Figura 9 - Recipiente para recolha da deposição atmosférica.....	44
Figura 10 - Parâmetros relacionados com o teor de humidade do solo	50
Figura 11 - Propriedades hidrodinâmicas do solo	52
Figura 12 - Teor de matéria orgânica nos solos das hortas urbanas.....	54
Figura 13 - Biodisponibilidade de alguns elementos em função do pH do solo	56
Figura 14 - pH do solo	57
Figura 15 - Teor de carbonatos	58
Figura 16 - Teor de bases de troca no complexo de troca do solo.....	60
Figura 17 - Concentração em metais pesados nos solos das seis hortas urbanas estudadas	62
Figura 18 - Mapa de concentração de bário nos solos.....	63
Figura 19 - Mapa de concentração de chumbo nos solos.....	65
Figura 20 - Mapa de concentração de cobre nos solos.....	66
Figura 21 - Mapa de concentração de crómio nos solos.....	67
Figura 22 - Mapa de concentração de níquel nos solos.....	68
Figura 23 - Mapa de concentração de vanádio nos solos	69
Figura 24 - Mapa de concentração de zinco nos solos	70

Lista de quadros

Quadro 1 - Valores limite de concentração de metais pesados nos solos recetores de lamias	16
Quadro 2 - Fontes naturais e antropogénicas de metais pesados para o ambiente.....	17
Quadro 3 – Alguns fatores que influenciam a biodisponibilidade dos metais pesados no solo	32
Quadro 4 - Associação geologia/solos nas hortas selecionadas de Lisboa	35
Quadro 5 - Concentração média em metais pesados em função do tipo de rocha-mãe	37
Quadro 6 - Parâmetros físico-químicos gerais das amostras de deposição húmida recolhidas nas hortas de Lisboa	45
Quadro 7 - Composição granulométrica dos solos e classe textural	49
Quadro 8 - Algumas propriedades hidrodinâmicas dos solos	51
Quadro 9 - Escala de Pratolongo.....	55
Quadro 10 - Classificação do solo consoante o teor em calcário total	57
Quadro 11 - Classificação da capacidade de troca catiónica e das bases de troca	59

Lista de abreviaturas

CML – Câmara Municipal de Lisboa

LNEC – Laboratório Nacional de Engenharia Civil

CHPL – Centro Hospitalar Psiquiátrico de Lisboa

CRIL – Circular Rodoviária Interna de Lisboa

COST – European Cooperation in Science and Technology

ECLAS – European Council of Landscape Architecture Schools

IFSTTAR – Institut Français des Sciences et Technologies des Transports, de l'Aménagement et des Réseaux

PAH – Hidrocarboneto Aromático Policíclico

PCB – Bifenil Policlorado

ETAR – Estação de Tratamento de Águas Residuais

XRF – Espectrometria de Fluorescência de raios-X

PHVC – Parque Hortícola do Vale de Chelas

PHG – Parque Hortícola da Quinta da Granja

GV – Hortas da Quinta da Granja

K_s – Condutividade Hidráulica Saturada

INIAV – Instituto Nacional de Investigação Agrária e Veterinária, I.P.

LASUB – Laboratório de Águas Subterrâneas

PXRF - Espectrometria de Fluorescência de raios-X portátil

θ_s – Teor de Água na Saturação

θ_{cc} – Capacidade de Campo

θ_{CE} – Capacidade no Emurchecimento

Mv_a – Massa Volúmica Aparente

CTC – Capacidade de Troca Catiónica

Capítulo 1 - Introdução

1.1. Enquadramento e justificação do tema escolhido

Mais de metade da população do planeta Terra habita em zonas urbanas, sendo esperado pelas Nações Unidas que mais de dois terços da mesma habite em cidades em 2050 (UN, 2010). Em Portugal, segundo o Departamento Estatístico das Nações Unidas, a percentagem da população que vive nos grandes centros urbanos atinge os 56% (United Nations Statistics Division, 2002). Deste modo, torna-se essencial que as cidades fomentem cada vez mais a sua sustentabilidade. O conceito de sustentabilidade não é novo, tendo surgido em 1992 aliado às cidades na Conferência das Nações Unidas sobre o Meio Ambiente e Desenvolvimento (também conhecida como Eco-92), realizada no Rio de Janeiro, num documento que dá pelo nome de Agenda 21 (Howorth, 2011). Foi neste documento que o conceito de desenvolvimento urbano sustentável foi definido, tendo sido reafirmado em 2002 na Cimeira Mundial sobre Desenvolvimento Sustentável que decorreu em Joanesburgo (Robert, Parris, e Leiserowitz, 2005). Segundo Brundtland (1987), o desenvolvimento sustentável é definido como: “... o desenvolvimento que satisfaz as necessidades do presente, sem comprometer a capacidade das gerações futuras satisfazerem as suas próprias necessidades.”

O conceito de sustentabilidade tem vindo a ganhar relevo ao longo dos tempos, tendo constituído um fator-chave em muitas situações, nomeadamente no que diz respeito às cidades. Para que uma cidade seja sustentável tem necessariamente de integrar a dimensão ambiental no seu planeamento. Para além desta dimensão, as autoridades governamentais devem integrar outras duas dimensões para que as cidades se tornarem sustentáveis: a justiça social e o desenvolvimento económico (Buckingham-Hatfield e Percy, 1999).

A dimensão ambiental está tradicionalmente ligada ao desenvolvimento sustentável, referindo-se aos fatores naturais e ecológicos que têm vindo a evoluir de forma a deixarem de ser considerados uma restrição ao desenvolvimento. Nesta dimensão estão considerados os seguintes aspetos: qualidade do ar, da água e do solo, e questões relacionadas com o uso e a gestão dos recursos naturais (Vásquez-Moreno e Córdova, 2013).

Outra das dimensões referida foi a dimensão social, que se refere aos fatores que influenciam as relações sociais, incluindo normas sociais, educação, nutrição, emprego, habitação e segurança. Todas elas estão relacionadas com a satisfação das necessidades básicas humanas, enfatizando o respeito pelos humanos e pelo ambiente, num contexto de justiça e equidade (Vásquez-Moreno e Córdova, 2013).

Por último, a dimensão económica abrange problemas relacionados com o rendimento dos indivíduos, as despesas, as poupanças, a geração de emprego e o desenvolvimento de mercados. Tal como a dimensão ambiental, a dimensão económica tem sido quase sempre associada ao desenvolvimento sustentável, sendo esta uma dimensão muito importante para se atingir o equilíbrio desejado (Vásquez-Moreno e Córdova, 2013).

Atendendo ao contexto das três dimensões referidas para uma cidade sustentável, um aspeto essencial é preservar, ou se possível, aumentar as suas áreas verdes. Estas áreas são abrangidas pela estrutura verde urbana e reúnem um conjunto alargado de funções ecológicas benéficas para a biodiversidade em meio urbano. São também um espaço de recreio, de lazer e de enquadramento da estrutura urbana. Um dos exemplos da estrutura verde urbana são os espaços de agricultura urbana, também conhecidos por hortas urbanas, normalmente inseridos em Parques Hortícolas como se referirá mais à frente. Segundo Matos e Batista (2013) a agricultura urbana é geralmente caracterizada pelos seguintes aspetos: proximidade aos mercados; alta competitividade pela terra; localização num espaço limitado; utilização de resíduos orgânicos sólidos e águas residuais; baixo nível de organização; e produção de produtos perecíveis.

Tem-se verificado em diversas cidades por todo o mundo, um aumento dos espaços hortícolas bem como a sua procura por parte dos habitantes. Do mesmo modo, em Portugal, a oferta e a procura de espaços para a produção agrícola, em ambiente urbano, tem aumentado nos últimos anos, existindo mesmo casos em que cultivar os próprios produtos, se apresenta como a única solução viável para indivíduos que atravessam uma situação económica precária. Desta forma, conseguem evitar gastos na compra desses produtos no mercado (Dubbeling, Zeeuw, e Veenhuizen, 2010; Nugent, 2000). Os benefícios da agricultura urbana baseiam-se em cinco áreas diferentes (Vásquez-Moreno e Córdova, 2013):

- Área social – através de atividades de lazer, fomentando grupos locais e proporcionando um local para a terapia de pessoas com necessidades especiais e reabilitação de jovens delinquentes.
- Área ambiental – através da renovação de espaços urbanos abandonados, da diversificação do uso das terras, do aumento da biodiversidade, da preservação dos ciclos da água, do solo, do ar e da redução da pegada de carbono das cidades.
- Área humana – através da promoção da convivência por meio do estímulo das capacidades pessoais de cada indivíduo, da melhoria da qualidade de vida através de interações sociais e da melhoria da saúde através da prática de exercício físico e do consumo de alimentos mais saudáveis.
- Área económica – através do estímulo das economias locais e da criação de emprego e riqueza, direta ou indiretamente.

- Área emocional – através da pausa que a agricultura urbana pode fornecer à monotonia do dia-a-dia de certos indivíduos.

No entanto, nem tudo são aspetos positivos, tendo que se considerar quer os efeitos nefastos que as hortas poderão exercer sobre o ambiente urbano, quer os efeitos nefastos que o ambiente urbano poderá exercer sobre as hortas.

Relativamente à primeira questão, alguns autores estudaram já o impacto da agricultura urbana no ambiente, em particular em relação ao solo e às águas subterrâneas. A contaminação com nitratos em resultado da aplicação em larga escala de estrumes, biocompostos e fertilizantes químicos é o problema mais frequentemente referido (Cameira, Tedesco, e Leitão, 2014; Huang *et al.*, 2006; Khai, Ha, e Öborn, 2007; Kliebsch, Muller, e Van der Ploegh, 1998).

Quanto à segunda questão, é sabido que a instalação de espaços hortícolas em meios urbanos os expõe a diversas fontes de poluição, tais como: as emissões provenientes do tráfego automóvel (partículas do escape dos veículos, partículas do desgaste dos pneus, partículas do desgaste dos travões), as emissões provenientes da indústria (centrais elétricas, combustão de carvão, indústria metalúrgica, indústria de produtos químicos), os derrames em postos de abastecimento de combustível, as emissões domésticas (por exemplo, fugas no sistema de esgotos), a degradação da superfície dos edifícios e dos pavimentos e poluição atmosférica (deposição atmosférica) (Wei e Yang, 2010). Os poluentes enviados para o solo através destas emissões são vários, sendo os metais pesados um potencial problema uma vez que em certas quantidades, são tóxicos para plantas, animais e para o Homem, para além do seu efeito ser cumulativo. Sobre este assunto existem vários estudos que demonstram que os solos urbanos se encontram contaminados por causas como as atrás referidas (Kapungwe, 2013; Wei e Yang, 2010; Kabala *et al.*, 2009; Singh e Kumar, 2006).

Uma vez que o solo é o suporte para as espécies vegetais, e sendo algumas plantas hortícolas acumuladoras de metais pesados, torna-se evidente que estas irão absorver os metais que se encontrem biodisponíveis no solo. O Homem ao consumir um produto hortícola contaminado pode estar a pôr a sua saúde em risco. Desta forma, a análise aos solos, para além de ser um indicador da sua qualidade, é também uma forma indireta de estudar a segurança alimentar dos produtos neles cultivados.

No caso das hortas da cidade de Lisboa, não existe ainda um estudo referente aos metais pesados e suas potenciais origens. Considera-se, por isso, de grande importância a avaliação da concentração de metais pesados nos solos das hortas urbanas.

1.2. Objetivos

Considerando o que foi referido no ponto anterior, esta dissertação tem o objetivo central de avaliar a concentração dos metais pesados nos solos de seis hortas da região de Lisboa, sendo que duas destas fazem parte de parques hortícolas geridos pela Câmara Municipal de Lisboa (CML) – Parque Hortícola da Quinta da Granja e Parque Hortícola do Vale de Chelas – outras farão parte de futuros parques hortícolas – Hortas Urbanas do Laboratório Nacional de Engenharia Civil (LNEC) e Hortas Urbanas do Centro Hospitalar Psiquiátrico de Lisboa (CHPL). Foi também estudada uma horta não regulamentada pela CML (horta espontânea) localizada junto à Circular Rodoviária Interna de Lisboa (CRIL) e ainda um complexo hortícola junto ao Parque Hortícola da Quinta da Granja, denominado somente Quinta da Granja ou Granja Velha. Esta avaliação foi complementada com a avaliação da concentração de metais pesados na deposição atmosférica, na água utilizada para rega nas hortas em que esta provem de poço ou mina e no estrume de cavalo aplicado às culturas, com o objetivo de identificar possíveis fontes de contaminação.

A dissertação está organizada em seis capítulos. No primeiro é feito o enquadramento e a justificação do tema escolhido. O capítulo dois apresenta a agricultura urbana em geral e as hortas urbanas em particular e as pressões a que podem estar sujeitas. No terceiro capítulo é abordada a problemática dos metais pesados no ambiente efetuando-se uma breve caracterização de alguns metais, bem como dos fatores que afetam a sua biodisponibilidade nos solos e de algumas técnicas de reabilitação de solos urbanos contaminados. No capítulo quatro é descrita a metodologia experimental, assim como a caracterização biofísica de Lisboa, o enquadramento geológico, a caracterização das condições envolventes aos locais analisados e a caracterização das práticas agrícolas. No capítulo cinco apresentam-se os resultados relativos à caracterização dos solos e os resultados e a discussão das análises de metais pesados aos solos das seis hortas urbanas estudadas. Por último, o capítulo seis apresenta as conclusões finais. Esta dissertação contém ainda nove anexos cada um deles correspondente a situações descritas ao longo do texto, sendo que o Anexo I é um texto de leitura complementar sobre reabilitação de solos urbanos contaminados com metais pesados.

1.3. Trabalhos Complementares

Paralelamente à realização desta tese foram também realizados outros trabalhos relacionados com a temática aqui abordada. O primeiro a ser executado foi a realização de inquéritos aos hortelões de todas as hortas analisadas, sendo que o modelo do inquérito foi desenvolvido no âmbito do projeto COST (*European Cooperation in Science and Technology*) 1201 intitulado “*Urban Allotment Gardens*” (<http://www.urbanallotments.eu/>), em curso no LNEC de 2013 a 2016. Fundamentalmente, este trabalho visou caracterizar as hortas do ponto de vista ecológico e obter alguns aspetos gerais sobre o comportamento ambiental dos hortelãos, como por exemplo as motivações que levaram um determinado indivíduo a escolher uma horta, práticas agronómicas, o número de horas despendido na horta bem como o processo de partilha da mesma com outro(s) indivíduo(s). Os resultados destes inquéritos foram publicados num artigo científico em colaboração com investigadores de vários países no âmbito do *European Council of Landscape Architecture Schools* (ECLAS) com o seguinte título: “*Environmental Behaviour of Urban Allotment Gardeners in Europe*” (Voigt *et al.*, 2015).

Relativamente ao segundo trabalho realizado, este foi financiado pelo mesmo projeto COST 1201 e incluiu a minha deslocação a Nantes, França, durante um período de 18 dias, tendo como tutora a Dr.^a Béatrice Bechet do *Institut Français des Sciences et Technologies des Transports, de l'Aménagement et des Réseaux* (IFSTTAR). No que diz respeito ao tema deste trabalho este denominou-se por: “*Understanding the Spatial Heterogeneity of Urban Allotment Soils*”. O objetivo desta colaboração com o IFSTTAR foi analisar os solos das hortas urbanas acima mencionadas através de espectrometria de fluorescência de raios-X portátil e perceber a variabilidade espacial intra e entre hortas da concentração dos elementos analisados, nomeadamente de metais pesados. Após a deslocação a França foi elaborado um relatório preliminar que pode ser consultado no *website* do COST na parte destinada às hortas urbanas (http://www.urbanallotments.eu/fileadmin/uag/media/STSM/ShortReport_Final.pdf) (Costa, 2015).

Por fim, este trabalho insere-se, ainda, no âmbito de um protocolo de colaboração entre a Junta de Freguesia de Alvalade (JFA) e o Laboratório Nacional de Engenharia Civil (LNEC), com o apoio do ISA, em desenvolvimento durante 2015, intitulado “Avaliação da qualidade dos solos, das águas subterrâneas e das espécies hortícolas em hortas urbanas de Lisboa. Identificação de medidas de mitigação visando a proteção da saúde pública”.

Capítulo 2 - A temática da Agricultura Urbana

2.1. Introdução

A agricultura urbana pode ser definida como o cultivo de espécies vegetais e a criação de animais essencialmente com fins alimentares no interior ou na periferia das cidades. As atividades relacionadas com o processamento e a comercialização dos produtos cultivados também estão ligados à definição de agricultura urbana (Veenhuizen e Danso, 2007).

Esta atividade não é recente, existindo registos da sua prática desde os tempos medievais (Howorth, 2011). A produção de alimentos encontra-se ligada à história das cidades desde as suas origens. Anteriormente à revolução industrial não existia um sistema de transporte eficiente, nem técnicas sofisticadas de preservação de alimentos, tendo as populações de cultivar os seus alimentos junto às suas casas (Southall, 1998). No século XX, com construção de estradas, áreas residenciais, caminhos-de-ferro e outras infraestruturas necessárias para o desenvolvimento das cidades, os espaços de agricultura urbana foram desaparecendo lentamente. Somente no final do século XX o conceito de agricultura urbana voltou a ganhar importância, através de agências políticas e governamentais, que reconheceram que a prática agrícola em áreas urbanas poderia ter benefícios socioeconómicos para a população (Howorth, 2011). De entre os fatores que contribuíram para esta mudança salientam-se as novas éticas ambientais dos anos 60, associadas a um estilo de vida alternativo baseado no conceito de autossuficiência com o desenvolvimento das energias renováveis (Matos e Batista, 2013).

Estima-se que cerca de 800 milhões de pessoas por todo o mundo, estejam de certa forma ligadas à agricultura urbana, tanto nos países desenvolvidos como nos países em desenvolvimento, produzindo cerca de 15% dos alimentos do mundo (predominantemente fruta, vegetais, laticínios e pequenos animais) (FAO, 2014). A escala da agricultura urbana no mundo está bem acima da perceção que as pessoas têm desta atividade. Por exemplo, no Quênia e na Tanzânia duas em cada três famílias urbanas estão ligadas à agricultura e, em Taiwan, mais de metade de todas as famílias urbanas são membros de associações agrícolas. As maiores cidades chinesas produzem cerca de 90% das suas necessidades em vegetais através da agricultura urbana. O Japão, a Holanda e o Chile são outros exemplos onde a agricultura urbana está bem presente (Smit e Nasr, 1992).

Em contraste com a agricultura rural, a agricultura urbana está totalmente integrada no sistema urbano através da utilização e reutilização dos recursos naturais disponíveis em ambiente urbano (Mougeot, 2000). Para além da agricultura urbana existe também a agricultura periurbana, que é um modelo de agricultura que se encontra na fronteira entre as áreas urbanas e rurais ou suburbanas que se apresentam como tendo baixa densidade

populacional (Matos e Batista, 2013). De acordo com Mougeot (2005), a característica mais importante que distingue a agricultura urbana dos outros tipos de agricultura é o facto desta fazer parte da economia urbana e dos sistemas ecológico e social. Assim, a agricultura urbana utiliza recursos urbanos, produz para os cidadãos, é fortemente influenciada pelas condições urbanas (políticas, competição pela terra, mercados e preços urbanos) e, por último, causa impacto no sistema urbano (efeitos na segurança alimentar, pobreza, ecologia e saúde). Os solos das hortas urbanas, apesar de serem solos urbanos, são solos agrícolas específicos localizados em ambientes urbanizados e sujeitos a uma agricultura intensiva. Por outro lado, as áreas onde se encontram as hortas apresentam um grande valor biológico devido às suas características de humidade e à profundidade superior do solo. Ainda mais, as frequentes mobilizações e incorporações da matéria orgânica aumentam o nível de vida microbiana do solo e contribuem significativamente para a manutenção das cadeias tróficas.

A agricultura urbana pode ser encontrada em diferentes áreas da cidade sob diferentes formas, tais como: hortas urbanas, arborização urbana com árvores de fruto, quintas, cultivo de plantas medicinais e/ou ornamentais, cultivo de hortícolas ao longo de estradas, ocupação de lotes urbanos vazios e cultivo de espécies vegetais nas habitações (por exemplo em varandas, telhados e quintais) (Pinto, 2007).

A maioria dos praticantes de agricultura urbana estão envolvidos nesta atividade como um meio de sustento (Freeman, 1993). Estes praticantes, na sua maioria famílias, podem então direccionar os seus rendimentos para a compra de outros produtos essenciais para a dieta humana. Os objetivos da agricultura urbana têm vindo a mudar e o único estímulo deixa de ser a alimentação e passa a incluir outros valores como a sustentabilidade urbana e a maior sensibilização dos consumidores sobre a origem dos seus alimentos, aspetos também impulsionados pelo aumento dos preços dos alimentos e pelo empobrecimento de alguns grupos sociais (Guitart, Pickering e Byrne, 2012).

2.1.1. Hortas Urbanas

2.1.2. Definição e historial

Uma horta urbana é definida como uma pequena parcela de terreno onde são cultivados alimentos, tais como hortaliças ou fruta, mas onde também é possível cultivar produtos não-alimentares, tais como plantas ornamentais ou medicinais, tudo isto dentro do sistema urbano de uma cidade (Pinto, 2007).

A implantação de hortas urbanas em Portugal é um fenómeno recente, contrariamente à maioria dos países da Europa do norte (Rodrigues *et al.*, 2014). A cidade de Lisboa foi pioneira

nas formas de agricultura urbana respondendo, assim, às mudanças sociais ligadas aos movimentos migratórios para a cidade durante as décadas de 60 e 70 (Matos e Batista, 2013). Durante este período os lotes com terrenos baldios foram ocupados, surgindo hortas improvisadas, clandestinas e ilegais. Mais recentemente a Câmara Municipal de Lisboa lançou um programa de hortas urbanas adiante referido em maior pormenor.

Nos últimos 10 anos, o número de hortas urbanas em Portugal aumentou tendo em conta os esforços dos municípios e de alguns investidores privados para criar áreas reguladas para esta atividade (Rodrigues *et al.*, 2014). Deste modo, as hortas urbanas estão a responder às emergentes necessidades de lazer e ocupação, voltando a conectar as populações à terra, ao campo e à natureza. Por estas razões, mas também por questões ligadas ao foro financeiro, as hortas urbanas têm sido apresentadas como uma alternativa para os espaços intersticiais das cidades, apresentando baixa manutenção, fornecendo sustento para as famílias e oportunidades para atividades de recreio, para a promoção social e do bem-estar (Dunnett e Qasim, 2000). No fundo, estas hortas também têm benefícios pedagógicos, visto que o conhecimento pode ser partilhado entre gerações, tanto no seio de uma família como em instituições de educação, ficando certos indivíduos com a habilidade de cultivarem os seus próprios alimentos (Rodrigues *et al.*, 2014).

Em Portugal, as autoridades governamentais não desenvolveram, ainda, uma legislação nacional para regulamentar as hortas urbanas. Esta atividade é geralmente planeada e desenvolvida por entidades públicas (câmaras municipais ou juntas de freguesia) ou privadas a um nível local e apesar de algumas cidades criaram programas para incentivarem a sua implantação, verifica-se que, em alguns casos, as hortas encontram-se integradas na infraestrutura verde, ou seja encontram-se integradas em parques/jardins (é o caso das hortas urbanas de Lisboa). Relativamente aos espaços ocupados pelas hortas urbanas, estes, encontram-se classificados no Plano Diretor Municipal, na maioria dos casos, na categoria “zonas de produção e recreio” (Rodrigues *et al.*, 2014).

Existem várias categorias de hortas urbanas, cada uma delas apresenta objetivos específicos para os seus utilizadores (Howorth, 2011). Apresentam-se as principais:

Hortas sociais: As hortas sociais são utilizadas por famílias ou por indivíduos singulares sendo que os seus principais objetivos são satisfazer as necessidades alimentares dos indivíduos/famílias com menos recursos financeiros. Estas hortas estão, portanto, direcionadas para a produção de alimentos para autoconsumo e, por vezes, caso existam excedentes, para a venda dos produtos em mercados locais com o objetivo de melhorar os rendimentos do hortelão.

Hortas de recreio (comunitárias): As hortas de recreio são também utilizadas por famílias ou por indivíduos singulares e os seus principais objetivos passam pelo lazer e pelo recreio dos utilizadores. Os utilizadores deste tipo de hortas veem nesta atividade uma oportunidade de melhorarem a sua qualidade de vida, visto que têm a oportunidade de escapar ao *stress* da cidade e à rotina do dia-a-dia.

Sob esta classificação, temos ainda as hortas de recreio comunitárias, que estão direcionadas para o uso coletivo de grupos de residentes. Os seus objetivos são os mesmos das hortas de recreio, acrescentando a vertente de educação ambiental da comunidade. Estas, também servem para aumentar o contato entre os habitantes do mesmo bairro trocando experiências e, assim, aumentar a coesão social. Em alguns casos, este tipo de hortas também são benéficas para reduzir o nível de criminalidade em certas comunidades.

Hortas pedagógicas: O objetivo destas hortas é a educação ambiental, estando direcionadas primeiramente para os mais jovens com vista a estes terem, desde cedo, uma forte consciência ambiental dos benefícios que a agricultura pode ter. Os utilizadores deste tipo de horta têm também a oportunidade de terem conhecimentos sobre, por exemplo, os ciclos das culturas e o tipo de trabalho efetuado numa horta através da colaboração nas atividades agrícolas necessárias para o correto desenvolvimento das hortas. Normalmente podemos encontrar este tipo de hortas nas chamadas “quintas pedagógicas” onde para, além dos aspetos sobre horticultura as pessoas conseguem ter contato com diversas tradições rurais.

2.1.3. Hortas urbanas do município de Lisboa

Como referido anteriormente, foi na cidade de Lisboa que as primeiras formas de agricultura urbana surgiram com a ocupação de terrenos baldios durante os anos 60 e 70. De facto, as hortas urbanas não regulamentadas de Lisboa chegaram a atingir uma área total de 300 ha entre 1970 e 1987. Entre 1987 e 1995 esta área foi reduzida para, aproximadamente, 100 ha tendo estabilizado (Cabannes e Raposo, 2013). Desde 2007 que a Câmara Municipal de Lisboa possui uma estratégia para o desenvolvimento da agricultura urbana, tendo sido no ano de 2011 que as primeiras áreas de terreno foram convertidas em parques hortícolas. Estes parques hortícolas, além dos talhões dedicados à agricultura, apresentam zonas de relvado como parques infantis, quiosques, equipamento de *fitness* e pistas cicláveis (*Parques hortícolas municipais*, 2015), possibilitando desta forma a envolvimento dos cidadãos nestas novas zonas da cidade. Os dois primeiros parques a serem inaugurados foram a Quinta da Granja e os Jardins de Campolide, o primeiro com 56 talhões de 150 m² – perfazendo uma área total de 84.392 m² – e o segundo com 22 talhões entre os 50 e os 100 m². No ano seguinte, 2012, foi inaugurado o Parque Hortícola de Telheiras Nascente com 21 talhões entre os 80 e os 120 m². Contudo, foi em 2013 que a maioria dos espaços de agricultura urbana no

município de Lisboa foram inaugurados. No total a Câmara Municipal de Lisboa inaugurou 5 parques, a saber: Quinta de Nossa Senhora da Paz, Parque Bensaúde, Parque dos Olivais, Parque do Vale de Chelas – com 104.957 m² - e na envolvente à Cerca da Graça. No ano passado, em 2014, entraram em funcionamento mais dois novos parques, o Parque Hortícola da Boavista e as hortas do Casalinho da Ajuda. Assim, em 2014 o município de Lisboa possuía 10 parques hortícolas, estando previsto a inauguração de mais alguns no presente ano (*Parques hortícolas municipais*, 2015). Dois destes parques estarão situados em áreas onde foram recolhidos solos para a elaboração da presente tese, são elas: as hortas do Laboratório Nacional de Engenharia Civil (LNEC) e as hortas do Centro Hospitalar Psiquiátrico de Lisboa (CHPL). Atualmente já existem talhões nestes locais, no entanto estes não são regulamentados pelo município.

Com a introdução de espaços para a agricultura urbana na região de Lisboa, o município pretende:

- Contribuir para uma maior sustentabilidade ambiental da cidade a vários níveis, nomeadamente preservando ecossistemas, contribuindo para uma melhoria do microclima, melhorando a qualidade do solo por correção orgânica e corretas mobilizações e melhorando os sistemas hídricos com o aumento da permeabilidade do solo.
- Contribuir para o fornecimento de alimentos frescos no centro da cidade.
- Contribuir para a melhoria na saúde pública.
- Valorizar paisagística e ambientalmente as áreas urbanas com a organização espacial de áreas de uso indefinido.
- Valorizar culturalmente, com a consciência geral da população, os antigos modos de produção de alimentos.
- Sensibilizar todos os cidadãos de diferentes estratos sociais para a importância dos alimentos frescos e para as vantagens económicas e nutricionais da agricultura biológica.

Seguidamente, encontram-se fotografias de alguns Parques e hortas urbanas acima mencionados, sendo que no Anexo II encontram-se mais algumas hortas.



Figura 1 - Parques hortícolas e hortas urbanas da cidade de Lisboa: a) Parque Hortícola da Quinta da Granja; b) Parque Hortícola do Vale de Chelas; c) Hortas Urbanas do LNEC; d) Hortas Urbanas do CHPL

2.2. Solos Urbanos

A formação do solo é o resultado de complexos processos biogeoquímicos que envolvem diversos fatores abióticos e bióticos que agem em conjunto. O solo encontra-se em contato com a atmosfera, a litosfera, a hidrosfera e com a biosfera (Schwartz *et al.*, 2013), sendo portanto um meio com bastante importância no planeta Terra. Para a formação do solo, é necessária a degradação e a meteorização da rocha-mãe, gerando, através de vários processos físico-químicos, um vasto leque de minerais que formam o esqueleto do solo. Desse modo, a proporção destes minerais no solo define o tipo de solo em questão (Schwartz *et al.*, 2013). Este, contrariamente à rocha-mãe, é um ambiente cheio de vida, dinâmico, muito reativo e constantemente em evolução (Lavelle e Spain, 2005).

O solo é composto por três fases, a sólida, a gasosa (correspondente aos poros do solo) e a líquida. A primeira é constituída pela matriz do solo e contém os materiais minerais e orgânicos. A fase gasosa corresponde à atmosfera do solo e a fase líquida representa a água do solo com substâncias dissolvidas, também conhecida como solução do solo (Costa, 2004; Varennes, 2003). O solo apresenta quatro funções essenciais (Gobat, Aragno e Matthey, 2010; Vannier, 1979; Varennes, 2003): i) Suporta o crescimento das plantas, fornecendo o ambiente para o desenvolvimento das raízes, água e nutrientes; ii) Recicla resíduos e tecidos

mortos de seres vivos, ficando os elementos destes materiais novamente disponíveis no solo; iii) Fornece nichos ecológicos onde vivem milhões de organismos, desde pequenos mamíferos a fungos e bactérias; iv) Controla a infiltração da água e, assim, a sua qualidade como água de recarga dos aquíferos.

Constituindo as áreas urbanas um ecossistema dominado pelo Homem, estas dão-nos a oportunidade de estudar a influência antropogénica no solo. Os solos urbanos encontram-se bastante alterados devido às atividades antropogénicas, tais como: compressão com equipamento pesado, remoção da camada superficial do solo, diminuição da infiltração, deposição atmosférica de elementos tóxicos, contaminação com metais pesados, intensiva aplicação de fertilizantes e pesticidas e contaminação por atividades industriais (Lohse *et al.*, 2008; Pouyat *et al.*, 2010). De acordo com Park *et al.* (2010) as perturbações antropogénicas nos solos urbanos podem ser vistas de duas formas. A primeira está relacionada com o desenvolvimento urbano inicial. Geralmente estas perturbações são drásticas, envolvem modificações no perfil do solo, remoção ou adição de solo, compactação e introdução de vegetação. A segunda está relacionada com perturbações menos drásticas, mas prejudiciais, incluindo o efeito de *inputs* químicos, tais como deposição atmosférica, fertilizantes e pesticidas e as escorrências da precipitação que podem estar contaminadas devido às atividades urbanas.

Os solos urbanos são o suporte, para além de outros aspetos, da estrutura verde urbana que abrange os cemitérios, vários tipos de plantações ao longo das vias de tráfego, parques, jardins e hortas urbanas.

Os solos das hortas urbanas inseridos em ambiente urbano são muito similares morfológica e funcionalmente aos solos agrícolas das zonas rurais. Contudo, deles diferem no que toca à gestão, composição e uso. De facto, os usos dos solos urbanos variam com muita frequência para se adaptarem aos espaços e necessidades das populações urbanas (Putegnât, 2001). Como as cidades estão em constante mudança, os solos sofrem com estas modificações tendo de se adaptar e adquirir características específicas (Craul, 1985). Os solos urbanos apresentam: uma grande variabilidade vertical, com mudanças abruptas de horizontes, e espacial; a sua estrutura modificada devido à compactação; uma crosta superficial em solos descobertos, usualmente hidrofóbica; a sua reação alterada, normalmente o pH de solos urbanos é mais elevado; a aeração restrita e a drenagem mais complicada; os ciclos dos nutrientes, por vezes, interrompidos e a atividade dos organismos do solo alterada; materiais antrópicos e outros contaminantes; os regimes de temperatura alterados.

É muito importante efetuar a avaliação da qualidade dos solos urbanos. Segundo Doran e Parkin (1994) a qualidade de um solo é definida como a capacidade de um solo funcionar

dentro das fronteiras de um ecossistema sustentando a produtividade biológica, mantendo a qualidade ambiental e promovendo a saúde animal e vegetal. A contaminação dos solos é um problema real em muitas cidades (Heinegg *et al.*, 2002) sendo que estes podem estar contaminados com, por exemplo, metais pesados (Kapungwe, 2013), hidrocarbonetos aromáticos policíclicos (PAHs) (Tang *et al.*, 2005) e bifenilos policlorados (PCBs) (Wilcke *et al.*, 1999). Deste modo, verifica-se que existem diversos problemas associados à contaminação dos solos e das espécies vegetais que podem captar estes contaminantes, podendo gerar problemas de saúde aos indivíduos que as consumam. Outro problema é a ingestão accidental de partículas de solo, que pode advir de mãos mal lavadas, inalação de poeiras com partículas de solo contaminadas e a ingestão de alimentos não lavados ou mal lavados (Abrahams, 2002). Ao longo dos capítulos tem-se referenciado a contaminação dos solos, mas é importante fazer a distinção entre “contaminação” e “poluição”. Um caso de contaminação significa que uma ou mais substâncias se acumularam num certo compartimento ambiental. Em casos normais, estas substâncias não estariam no solo ou se estivessem encontrar-se-iam em concentrações mais reduzidas. Por outro lado, um caso de poluição significa que a presença das referidas substâncias afeta de algum modo os seres vivos (Varenes, 2003).

2.3. Fontes de Contaminantes em Ambientes Urbanos

A agricultura urbana, encontra-se sujeita a vários tipos de poluentes urbanos. Os mais importantes e mais salientados na literatura são os metais pesados, os hidrocarbonetos aromáticos policíclicos (PAHs) e os bifenilos policlorados (PCBs), que podem estar presentes tanto nos solos como nos vegetais das hortas urbanas, sendo a contaminação dos solos um problema real de muitas cidades mundiais (Howorth, 2011). Estes elementos são comumente encontrados nos solos urbanos, atingindo normalmente níveis críticos no que toca à saúde humana, à segurança alimentar, à fertilidade dos solos e aos riscos ecológicos (Pezzarossa, Gorini e Petruzzelli, 2011).

A contaminação dos solos urbanos por metais pesados pode ser de origem natural ou antropogénica. A última provoca maiores preocupações, devido ao desenvolvimento económico acelerado de alguns países e aos elevados níveis de atividade humana. No entanto, a presença destes elementos nos solos pode ter uma origem natural, devido ao facto de serem um componente da litosfera (Figura 2). A passagem da litosfera para os solos dá-se através de processos de pedogénese. À concentração natural de uma certa substância no solo, ou seja sem interferências do Homem, dá-se o nome de “*background concentration*” (Perk, 2006). É de extrema importância terem-se dados das quantidades de metais pesados de origem natural, para se efetuar uma avaliação da contribuição da poluição de origem

antropogénica de forma correta, sendo o rácio entre estas duas fontes que deverá ser analisado. O cálculo deste rácio é especialmente difícil em ambientes urbanos, uma vez que é praticamente impossível encontrar solos completamente descontaminados ou sem nenhuma interação do Homem (Romic e Romic, 2003). A concentração destes elementos químicos no solo depende, não só das quantidades emitidas para o solo, mas também das propriedades de adsorção do material constituinte do solo. Para os elementos orgânicos, as propriedades de absorção são claramente determinadas pelo teor de matéria orgânica; por sua vez, nos metais pesados, para além de se juntar o teor de matéria orgânica, juntamos também o teor de argilas do solo (Perk, 2006).

Os principais grupos de fontes antropogénicas de metais pesados para os solos são (Ross, 1994; Varennes, 2003): a extração, o uso e a fundição de minérios, o tráfego automóvel, a deposição atmosférica, a agricultura (produtos fitossanitários e alguns estrumes) e a aplicação de resíduos no solo.

As indústrias relacionadas com a extração e processamento de elementos metálicos, nomeadamente, a extração de minérios, as indústrias metalúrgicas e petroquímicas e a manufatura de componentes eletrónicos têm sido apontadas como uma das causas da contaminação dos solos junto a estes complexos fabris. A principal fonte de poluição destas fábricas são os resíduos provenientes da sua laboração, pois ao

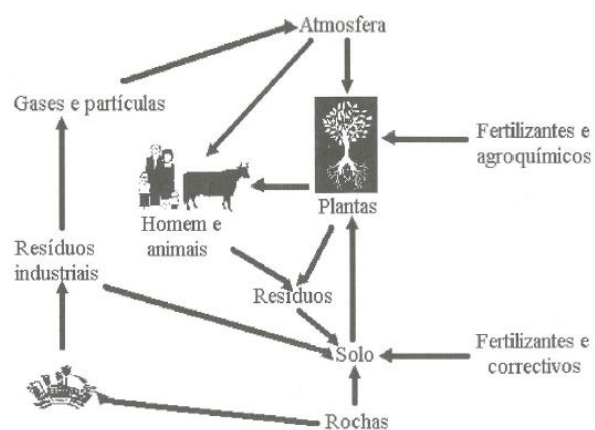


Figura 2 - Ciclo biogeoquímico dos metais pesados (retirado de Varennes, 2003)

serem frequentemente depositados em aterros libertam metais para o solo. Estes resíduos podem ser constituídos por material particulado de dimensões muito pequenas, o que pode originar o seu transporte pela atmosfera para locais distantes da fonte de emissão. Segundo Sétra (2005), o vento é o principal fator de transporte e de dispersão das partículas contendo metais pesados, sendo a distância de transporte reduzida através da precipitação.

O tráfego automóvel é uma fonte de poluição muito significativa nas cidades, devido ao elevado número de veículos motorizados em circulação. No entanto, a poluição da zona envolvente a uma estrada não depende somente do nível de tráfego dessa via, mas também de fatores como a direção do vento, o regime de precipitação do local, a idade da estrada e a topografia do terreno (Leitão, 2007). O cádmio, o chumbo e o zinco são os principais poluentes de ambientes contíguos às estradas (Pinto e Ramos, 2008), sendo de notar que os níveis de chumbo em ambientes urbanos têm vindo a diminuir desde que o chumbo foi retirado da

gasolina. Todavia, a maioria dos poluentes permanece próximo das estradas e acaba por se acumular na vegetação, nos solos e nos animais (Folkeson *et al.*, 2008). Para além das emissões de gases de escape, que contêm uma percentagem de metais, também o desgaste dos veículos origina concentrações destes elementos no ambiente. O desgaste dos pneus, das pastilhas de travão, a corrosão da chapa metálica e os derrames de óleos lubrificantes são tudo fatores que contribuem com *inputs* de metais pesados para os solos. O desgaste das barreiras de segurança também pode favorecer a contaminação dos solos, nomeadamente com zinco (Leitão, 2007; Varennes, 2003).

A deposição atmosférica é a forma mais importante de contaminação dos solos, tendo ganho relevância na comunidade científica, uma vez que as partículas podem ser transportadas para centenas de quilómetros de distância da fonte emissora. No entanto, a maioria das contaminações através desta fonte tende a ser mais localizada (Alloway, 2013). Nos solos urbanos, é constatável a influência da deposição atmosférica nas concentrações de elementos químicos, uma vez que as maiores concentrações se encontram na camada superficial do solo (0 – 15 cm) (Alloway, 2004; Leitão, 2007). Segundo Berthelsen *et al.* (1994), existe uma relação positiva entre a deposição atmosférica de metais pesados e a concentração destes metais em diversos vegetais. Os metais depositados à superfície do solo vão sendo gradualmente incorporados, aumentando as concentrações no solo. Por outro lado, os metais depositados na vegetação permanecem nas folhas, sendo absorvidos pela planta ou então transferidos para o solo através da precipitação. As fontes emissoras de partículas para a atmosfera são: centrais termoelétricas, indústrias metalúrgicas, escapes dos automóveis, fumos das centrais de aquecimento, incêndios e partículas oriundas do desgaste de estruturas de metal (Alloway, 2013).

Outra das atividades antropogénicas que contribuem com contaminantes para os solos é a agricultura. Nesta vertente, verifica-se ainda que a preocupação relacionada com a contaminação e a poluição das áreas e das culturas agrícolas com metais pesados, decorre do facto de existirem riscos para a saúde pública, tendo em conta a concentração excessiva desses metais, pois estes podem acumular-se na parte comestível das culturas consumidas pelo Homem (Pinto *et al.*, 2011). Assim sendo, a agricultura pode fornecer metais pesados ao solo através de várias fontes. Uma dessas fontes são os adubos fosfatados, que contêm, principalmente, cádmio na sua constituição, oriundo das apatites de onde foram preparados. Outra fonte de metais pesados para os solos agrícolas são os agroquímicos, que são utilizados para tratamentos fitossanitários e podem contaminar os solos com mercúrio (alguns fungicidas), arsénio e chumbo (alguns pesticidas). Por último, a aplicação ao solo de lamas das Estações de Tratamento de Águas Residuais (ETAR) e de estrumes/chorumes, podem também contribuir para o aumento das concentrações de metais nos solos. As lamas de ETAR

são aplicadas aos solos como consequência dos teores que apresentam em azoto, fósforo e matéria orgânica, apresentando-se, assim, como um bom fertilizante. As lamas são fonte de vários elementos tais como o cádmio, o zinco, o crómio, o arsénio e o mercúrio. Estes elementos surgem a partir dos excrementos humanos, águas residuais domésticas, efluentes industriais e escoamentos superficiais provenientes das estradas. Uma vez que estes efluentes são tratados nas ETAR, é de esperar que os elementos metálicos surjam nas lamas de depuração (Alloway, 2013). A utilização de águas residuais para a rega de culturas em áreas urbanas, é também uma das causas de contaminação dos solos nestas áreas (Mapanda *et al.*, 2005).

Em relação às estrumeações efetuadas nas hortas urbanas, é mais difícil fazer uma estimativa da sua contribuição em metais pesados, uma vez que a concentração está dependente do tipo de animal, da sua idade, do tipo de ração, do tipo de pastoreio e das práticas de gestão do estrume, sendo que geralmente são encontrados elementos como o cobre, o cobalto e o zinco (Bradl, 2005). De acordo com Varennes (2003), o cobre é adicionado à dieta de suínos e das aves porque melhora o seu crescimento. O zinco, por sua vez, é incorporado nas rações para evitar a acumulação excessiva de cobre no fígado dos animais.

Atualmente, em muitos países ocidentais, existe legislação que regulamenta a aplicação destes tipos de materiais ao solo. Em Portugal o Decreto-Lei n.º 103/2015 de 15 de junho do Ministério da Economia, regula os valores permitidos para a concentração de metais pesados nos solos recetores de matéria fertilizante. Os valores limite de concentração de metais pesados nos solos podem ser encontrados no Anexo II, Quadro n.º 8, do referido Decreto-Lei, sendo aqui reproduzidos no Quadro 1.

Quadro 1 - Valores limite de concentração de metais pesados nos solos recetores de lamas (retirado de Decreto-Lei n.º 103/2015)

Parâmetros	Valores-limite em solos com (mg/kg)		
	5,0 ≤ pH < 6,0	6,0 ≤ pH < 7,0	pH ≥ 7,0
Cádmio	0,5	1	1,5
Cobre	20	50	100
Níquel	15	50	70
Chumbo	50	70	100
Zinco	60	150	200
Mercúrio	0,1	0,5	1
Crómio	30	60	100

O Quadro 2 apresenta as algumas das potenciais fontes de metais pesados para o ambiente.

Quadro 2 - Fontes naturais e antropogénicas de metais pesados para o ambiente (adaptado de Adriano, 2001)

Elemento	Fontes naturais	Fontes Antropogénicas
As	Minérios de sulfureto, gases vulcânicos e fontes geotérmicas	Indústria mineira, conservantes de madeira, combustão de combustíveis fósseis e pesticidas
Cd	Minérios de sulfureto e de carbonetos de zinco e de carbonetos de cobre	Indústria do plástico, fabrico de baterias, fertilizantes fosfatados
Cr	Cromita e óxidos de crómio	Acabamentos metálicos, refinaria e sucatas
Cu	Calcopirite e sulfureto de cobre	Atividades mineiras, acabamentos metálicos, equipamentos eletrónicos, suiniculturas,
Hg	Cinabar, mercúrio livre	Atividades mineiras e de fundição, indústria do plástico e do papel, aterros e fungicidas
Ni	Minerais de ferromagnesianos, sulfureto de ferro	Indústria do ferro e do aço, acabamentos metálicos e fabrico de baterias
Pb	Galena	Refinarias, sucatas, tintas, gases de escape dos automóveis e canalizações
Zn	Willemita, carbonato de zinco e sulfeto de zinco	Indústria têxtil, pesticidas, esgotos, equipamentos elétricos e estrumes

2.4. Riscos associados à Agricultura Urbana

A agricultura urbana pode, por si, introduzir alguns riscos no ecossistema urbano. Os mais documentados são referidos seguidamente:

Riscos para o ambiente: o uso de fertilizantes em hortas e solos urbanos, tem sido identificado como uma das fontes de nitratos em aquíferos urbanos (Katz, Lindner e Ragone, 1980; Sharma *et al.*, 1996). Boland (2005), afirma que os produtos orgânicos usados para a compostagem podem conter substâncias tóxicas e nocivas para a saúde humana, animal e/ou vegetal, a curto e a longo prazo. Durante muitos séculos, na agricultura urbana e periurbana, reciclaram-se e aplicaram-se resíduos orgânicos da cidade em grandes quantidades, o que veio a comprovar-se mais tarde ser uma prática que pode causar riscos para o ambiente e para a saúde pública. A excessiva aplicação de lamas urbanas pode causar a contaminação dos solos com metais pesados, enquanto grandes quantidades de estrume animal podem poluir as águas dos lençóis freáticos com nitratos. Uma outra preocupação, diz respeito à ocupação de espaços e áreas física e biologicamente instáveis, como florestas e encostas, onde o cultivo e o pastoreio excessivos podem acelerar processos erosivos (Toledo Machado e Toledo Machado, 2004).

Riscos para a saúde humana: O azoto é o nutriente mais requerido pelas culturas, exigindo aplicação de doses elevadas com impactos a nível da contaminação de águas subterrâneas e das fontes de água e, também na elevação dos teores de nitrato (NO_3^-) nos alimentos,

principalmente nas hortaliças folhosas que tendem a acumular o nitrato nos seus tecidos. A toxicidade do nitrato em humanos por si é baixa, todavia entre 5 a 10% do NO_3^- ingerido na alimentação é convertido em nitrito (NO_2^-), que entra na corrente sanguínea, oxida o ferro da hemoglobina, produzindo a meta hemoglobina, incapaz de transportar o O_2 para a respiração normal das células dos tecidos, causando a chamada metahemoglobinemia (Wright e Davison, 1964). Uma vez que os solos utilizados para as hortas estão sujeitos à contaminação por organismos patogénicos e metais pesados, estes últimos principalmente nas áreas localizadas nas proximidades de eixos viários e indústrias, o risco de contaminação dos alimentos produzidos é outra fonte de cuidados. Os produtos químicos utilizados na agricultura urbana e libertados na atmosfera, tais como os pesticidas, são outra fonte de contaminação do ar, solo e alimentos, sendo potencialmente nocivos para pessoas e outras espécies (Toledo Machado e Toledo Machado, 2004). Num trabalho recente acerca do desenvolvimento sustentável das hortas urbanas em Braga, Pinto (2007) concluiu que existem níveis preocupantes de contaminação e poluição pelos metais pesados Cádmio, Chumbo e Zinco, em hortas dentro do perímetro urbano da cidade, podendo vir a traduzir-se em graves problemas para a saúde pública.

Capítulo 3 - A Problemática dos Metais Pesados

3.1. Introdução

A definição de metal pesado na literatura não está bem esclarecida, existindo várias definições que coincidem em pontos específicos. Um metal pesado é qualquer elemento que apresente propriedades metálicas, alta densidade (igual ou maior do que 5 g cm^{-3}) e número atômico igual ou superior a 21 (Dawood, 2007; Kooner, Mahajan e Dhillon, 2014; Oliveira, 2008).

Os metais pesados são elementos que estão presentes no ambiente em concentrações bastante variáveis (Alloway, 2013). A maioria das vezes estes elementos encontram-se em concentrações vestigiais ($<1000 \text{ mg kg}^{-1}$), daí advém o facto de muitos autores não utilizarem o termo “metal pesado” mas sim “elemento vestigial”. A utilização do primeiro termo é aplicada na maioria das vezes com uma conotação negativa, associada a elementos que contaminam o ambiente e, por sua vez, que prejudicam vários compartimentos ambientais (Hodson, 2004).

Desde as primeiras civilizações desenvolvidas que o Homem utiliza os metais, verificando-se a sua dispersão no ambiente. No entanto, foi apenas a partir do século XX que a contaminação do ambiente com estes elementos ganhou proporções significativas, alertando as autoridades mundiais para os problemas causados, a todos os níveis, com metais pesados (Varenes, 2003).

Estes elementos encerram duas situações extremas, visto que tanto em excesso como em deficiência provocam efeitos nocivos nos organismos vivos. Entre os efeitos adversos de concentrações excessivas de metais pesados no Homem destacam-se os envenenamentos a curto-prazo e doenças oncológicas a longo prazo, caso exista uma exposição prolongada e crescente ao longo da cadeia alimentar (Pinto e Ramos, 2008). Para a maioria dos indivíduos, a principal via de exposição é através da alimentação, sendo os metais os principais contaminantes dos alimentos (Calderón *et al.*, 2003; Zukowska e Biziuk, 2008). Por esta razão é também muito importante o estudo da absorção de metais pesados pelos vegetais, visto que estes elementos podem acumular-se na parte comestível das plantas. Para além destas vias de exposição, a deficiente lavagem das mãos após contacto com solo contaminado ou a inalação de partículas suspensas na atmosfera também contribuem para casos de toxicidade no Homem (Alloway, 2013). Depois de darem entrada no corpo humano, os metais são facilmente acumuláveis devido à sua natureza não-biodegradável e aos longos tempos de meia-vida para a sua eliminação (Guo *et al.*, 2012).

Um dos muitos problemas associados à contaminação dos solos urbanos consiste na ingestão accidental de partículas de solo contaminadas. Esta via de exposição é mais significativa para crianças tendo em conta o tempo que elas despendem a brincar no exterior, metendo à boca objetos ou as mãos que podem ter estado em contato com solo contaminado. Abrahams

(2002) analisou os resultados de algumas investigações relacionadas com a quantidade de solo ingerido pelas crianças em várias faixas etárias e concluiu que as crianças entre 1-4 anos ingerem entre 9 e 96 mg d⁻¹, entre 6-12 anos ingerem apenas 25% da quantidade de solo consumida pelo grupo da faixa etária anterior e, por último, as crianças com mais de 12 anos não ingerem mais do que 10% da quantidade ingerida pelas crianças entre 1-6 anos. Os adultos apenas ingerem uma média de 10 mg de partículas d⁻¹.

No entanto, nem sempre os metais pesados são um elemento negativo e dever ter-se em atenção que alguns dos metais são essenciais para as funções metabólicas nos seres vivos, sendo importante que estejam presentes nas quantidades corretas, uma vez que em quantidades superiores às necessárias provocam toxicidade aos organismos (Anexo III). Elementos como o zinco, o ferro, o cobre, o crómio e o cobalto são necessários para desempenhar certas funções metabólicas nos organismos (Kooner, Mahajan e Dhillon, 2014), por outro lado elementos como o cádmio, o arsénio, o chumbo ou o mercúrio não apresentam qualquer propriedade benéfica para os seres vivos, aliás estes elementos são os que estão mais frequentemente associados a intoxicações no Homem (Varenes, 2003).

Em relação ao ambiente como um todo, os metais pesados que estão mais associados a problemas de contaminação, principalmente em áreas sujeitas a pressões antropogénicas, são o cádmio, o cobre, o chumbo, o crómio, o mercúrio, o arsénio, o níquel e o zinco. Todavia, tudo depende da concentração no ambiente e da sensibilidade do compartimento ambiental onde se encontra um determinado metal, tanto os elementos essenciais como os não essenciais podem tornar-se tóxicos e acumularem-se na cadeia alimentar (Wenzel *et al.*, 2011).

Relativamente aos metais pesados, é de ressaltar que uma das suas propriedades biológicas mais importante é a sua tendência para se bioacumularem. Ao aumento da concentração de um elemento num organismo vivo ao longo do tempo, comparado com a concentração desse mesmo elemento no ambiente dá-se o nome de bioacumulação (Dawood, 2007).

A concentração destes elementos no solo pode ser dividida em concentração “total” ou “disponível”, esta última é a fração que está potencialmente disponível para as plantas. Fundamentalmente, a concentração total inclui todas as formas de um elemento presente no solo, tais como iões ligados à estrutura de minerais primários e secundários, adsorvidos na superfície de minerais secundários (argilas, óxidos e carbonatos) e ligados na fase sólida da matéria orgânica. Em muitos casos, a maior parte do teor total de um elemento, não está disponível para absorção imediata por parte das plantas, uma vez que a disponibilidade de um elemento é afetada por vários fatores: pH, potencial de oxidação-redução, níveis de macronutrientes, teor de água disponível e temperatura. No que concerne ao teor total de

metais pesados num solo, verifica-se que este é a soma da concentração de elementos provenientes dos minerais da rocha-mãe, a partir de onde o solo se desenvolveu, e dos *inputs* provenientes de uma vasta gama de possíveis fontes antropogénicas (Alloway, 2013). De uma forma genérica, os metais podem ser extraídos por métodos químicos e analisados por métodos instrumentais, como por exemplo o método da espectrometria de fluorescência de raios-X (XRF). Contudo, apenas um dos métodos químicos nos dá o verdadeiro valor da concentração total, visto que dissolve todos os constituintes através do uso de ácido nítrico (HNO_3) e de ácido fluorídrico (HF). O outro método químico, utilizado com mais frequência, utiliza *aqua regia* quente ($\text{HNO}_3 + \text{HCl}$) para dissolver a maioria dos elementos adsorvidos do solo, constituindo a fração disponível para as plantas e lixiviável para horizontes mais profundos do solo (Davidson, 2013).

A avaliação das concentrações de metais pesados nos solos é uma atividade importante, pois não só permite uma primeira análise sobre os efeitos nefastos que podem ter sobre os seres vivos, mas também porque a sua análise precoce permite aplicar medidas de prevenção que evitem aumentar a contaminação dos solos, que é dificilmente reversível. Efetivamente, os compostos orgânicos são degradados pelos organismos do solo, mas por outro lado os metais não podem ser destruídos, mas apenas removidos (por exemplo, por plantas) ou transportados na fase líquida para outros locais. Ainda assim, apesar de não serem destruídos, estes podem ser convertidos a formas menos móveis e logo menos disponíveis para os seres vivos. No entanto existe a possibilidade de se bioacumularem nos seres vivos. Deste modo, resultam tempos de residência nos solos mais longos, podendo desta forma salientar-se o carácter irreversível deste tipo de contaminação. De uma outra perspetiva e, para dar uma ideia mais clarificada da ordem de grandeza, enquanto os tempos de residência do cádmio, chumbo e mercúrio na atmosfera são de 10, 20-30 e 10-90 dias, no solo são de 300-3000, 400-3000 e 900 anos, respetivamente (Varenes, 2003).

3.2. Metais Pesados no Solo: origens e efeitos

3.2.1. Bário (Ba)

O Bário faz parte do grupo dos metais alcalinos-terrosos, apresentando número atómico igual a 56. Este elemento é o 14º mais abundante na litosfera, ocorrendo em concentrações mais elevadas do que a maioria dos restantes elementos vestigiais, em média apresenta uma concentração nos solos de 500 mg kg^{-1} (Madejón, 2013).

Na natureza este elemento apresenta apenas um estado de oxidação, Ba^{2+} , não sendo muito móvel na maioria dos solos, apesar das plantas conseguirem absorver facilmente este elemento em solos ácidos. Em solos com uma elevada capacidade de troca catiónica a

mobilidade do bário é limitada por adsorção, enquanto solos com elevado teor em carbonatos limitam a mobilidade deste elemento através da precipitação em BaCO_3 (Madejón, 2013). O bário não apresenta qualquer tipo de função fisiológica para os seres vivos, sendo que a sua forma iônica é tóxica para o Homem, animais e plantas em concentrações moderadas.

A presença de bário nos solos provém principalmente de origens naturais, tanto nos solos urbanos como nos solos rurais, existindo também a possibilidade de fontes de origem antropogénica influenciarem de forma menor os teores de bário no solo. Assim, as fontes antropogénicas de bário podem ser: lamas de perfuração de petróleo e gás, pinturas automóveis, estabilizantes para os plásticos, tijolos, telhas, óleos lubrificantes para automóveis, combustível aeronáutico e pode também ser encontrado em vários pesticidas (Madejón, 2013; Sétra, 2005).

3.2.2. Cádmio (Cd)

O cádmio é o quadragésimo oitavo elemento da tabela periódica dos elementos, pertencendo ao grupo dos metais de transição. É o 64º elemento mais abundante na litosfera, sendo que os solos apresentam uma concentração variável entre 0,1 e 1 mg kg^{-1} (Bradl, 2005; Smolders e Mertens, 2013). O estado de oxidação mais comum é Cd^{2+} apresentando um comportamento químico semelhante ao zinco, contudo é muito menos abundante como já foi visto (Smolders e Mertens, 2013).

Este é um elemento não essencial, representando portanto um contaminante ambiental muito tóxico. Esta toxicidade, para além de ser elevada, também é persistente devido aos elevados tempos de residência (na ordem das dezenas de anos), por consequência da sua biodisponibilidade não diminuir ao longo do tempo (Smolders e Mertens, 2013). A mobilidade deste elemento no solo diminui com o aumento do pH, ou seja, em solos com pH baixos, o cádmio está mais disponível para as plantas, dependendo da quantidade de colóides no solo capazes de o adsorver e do teor de matéria orgânica (Huang *et al.*, 2006; Varennes, 2003).

A ocorrência natural de cádmio decorre do minério de zinco e chumbo, sendo que as rochas sedimentares apresentam teores mais elevados de cádmio do que as rochas magmáticas e esses teores são incrementados com o aumento das concentrações de fósforo, enxofre e carbono nas rochas (Smolders e Mertens, 2013). Ainda assim, não são as fontes naturais de cádmio que nos devem preocupar mas sim as fontes antropogénicas. Sabe-se que cerca de 85% da contaminação ambiental com cádmio provém de emissões ligadas a atividades mediadas pelo Homem como a extração e uso de minérios como zinco, cobre e chumbo, o uso de combustíveis fósseis e a inceneração de lixos urbanos e industriais, entre outros

exemplos (Perk, 2006; Varennes, 2003). Este elemento é utilizado em ligas metálicas, pigmentos de tintas, baterias e pilhas de Ni-Cd e como estabilizante nos plásticos.

A principal via de entrada de cádmio nos solos é a deposição atmosférica. No entanto, a aplicação de fertilizantes fosfatados e lamas de ETAR, apesar de serem menos representativas que a primeira, também representam uma via de entrada de cádmio nos solos (Smolders e Mertens, 2013). Hoje em dia as contaminações por cádmio são menores do que há uns anos atrás, portanto a exposição do Homem a altos teores de cádmio são raras. Apesar disso, a exposição a baixos níveis de cádmio durante longos períodos de tempo podem causar efeitos crônicos na saúde. Os principais efeitos tóxicos derivados de uma exposição crônica a este elemento são o cancro do pulmão, derivado do fumo do tabaco, lesões proliferativas na próstata, enfraquecimento da estrutura óssea, disfunção renal e hipertensão (Zhao *et al.*, 2012).

3.2.3. Chumbo (Pb)

O chumbo tem número atômico igual a 82, pertence ao grupo IV-A da tabela periódica e a sua concentração média no solo varia entre 2 e 200 mg kg⁻¹ (Ross, 1994). Os estados de oxidação Pb²⁺ e Pb⁴⁺ são os mais comuns, no entanto o ião Pb²⁺ é o predominante e o que mais interessa à química ambiental (Cunha *et al.*, 2014; Steinnes, 2013). Este metal pesado torna-se menos solúvel com o aumento do pH, ou seja torna-se menos biodisponível em pH alcalino.

Este metal é um elemento não-essencial para os organismos vivos, sendo tóxico para os mamíferos, incluindo o Homem. A exposição a níveis elevados de chumbo pode afetar o cérebro, os rins, a produção de hemoglobina e reduzir a fertilidade masculina (Perk, 2006). O chumbo tanto pode ter origem natural, como origem antropogénica. Este elemento está presente em rochas magmáticas e sedimentares, na maioria das vezes na forma de sulfeto de chumbo (PbS), também chamado de galena. As emissões de chumbo com origem antropogénica podem ter diversas proveniências, dado que o chumbo existe numa grande diversidade de aplicações. Este é utilizado principalmente em baterias, na produção de químicos, no fabrico de vidros e cerâmicas, em plásticos, em vários produtos metálicos (por exemplo em soldadura, tubagens e folhas de chumbo) e em munições (Perk, 2006; Pinto, 2007).

No entanto, existem dois produtos que contribuíram significativamente para os altos níveis de chumbo no ambiente nos tempos modernos, são eles tintas à base de chumbo e a gasolina aditivada com chumbo, que promovia uma combustão mais eficiente (Perk, 2006; Steinnes, 2013). Sabe-se, hoje em dia, que mais de 90% das emissões de chumbo durante o século XX resultaram dos escapes dos veículos automóveis que utilizavam gasolina com chumbo

(Varenes, 2003). No entanto, desde o ano 1999, o chumbo foi abolido da gasolina. Os solos junto a vias de grande intensidade de tráfego automóvel são os que apresentam as concentrações de chumbo mais elevadas, sendo que a concentração decresce com o aumento da distância à estrada (Steinnes, 2013). Estas emissões provenientes do escape dos automóveis advêm do facto de certos compostos de chumbo serem relativamente voláteis, sendo, portanto, facilmente emitidos a partir de processos ocorridos a alta temperatura (Steinnes, 2013). No que diz respeito às tintas à base de chumbo, é frequente encontrar-se níveis mais elevados deste elemento nos solos junto a habitações antigas, pintadas antes de 1950, do que nos solos junto a habitações pintadas posteriormente a essa data (Sterrett *et al.*, 1996).

A ingestão de solo e poeiras contaminadas com chumbo são os caminhos principais de exposição a este metal pesado, tendo sido demonstrado por um largo número de investigadores uma correlação entre os níveis de chumbo no solo e os níveis de chumbo no sangue. As crianças são um alvo muito suscetível à contaminação do chumbo. Enquanto os adultos absorvem apenas 5% do total de chumbo ingerido, as crianças absorvem 50% (Laidlaw e Filippelli, 2008; Mielke e Reagan, 1998; Mielke *et al.*, 2007).

Em suma, a presença de chumbo nos solos deve ser avaliada antes da instalação de qualquer tipo de cultura, especialmente de culturas que sejam hiperacumuladoras de chumbo, como é o caso da alface (Pinto, 2007). A Agência de Proteção do Ambiente dos Estado Unidos da América, elaborou um documento onde estão documentadas recomendações relacionadas com as práticas agrícolas e a escolha de plantas, dependendo do nível de concentração de chumbo nos solos (USEPA 2013). Esta instituição recomenda que seja utilizado o limite de 100 mg kg⁻¹ para iniciar práticas de gestão com fim a mitigar a exposição ao chumbo, ou seja os solos com concentrações acima deste valor devem seguir as recomendações que se encontram no Anexo IV

3.2.4. Cobre (Cu)

O cobre apresenta número atómico 29 e é classificado como metal de transição. Este ocupa a 26ª posição no que toca à abundância de elementos na litosfera, apresentando uma concentração média no solo entre 2 e 50 mg kg⁻¹ (Oorts, 2013). Os estados de oxidação mais comuns deste metal são Cu⁺ e Cu²⁺ (Perk, 2006). No entanto, e tendo em conta que este elemento ocupa o lugar de metal mais tóxico na série de Irving-Williams (Kholodova, Ivanova e Kuznetsov, 2011), este pertence ao grupo dos elementos essenciais. Ou seja, o cobre é um elemento vestigial vital para os seres vivos atuando numa grande variedade de enzimas e de proteínas (Hall e Williams, 2003; Perk, 2006).

A presença de cobre nos solos pode provir das seguintes atividades antropogênicas (Kholodova, Ivanova e Kuznetsov, 2011; Perk, 2006; Varennes, 2003): utilização de fungicidas à base de cobre, principalmente nas vinhas e nos pomares visto que estas culturas são tratadas com estes produtos várias vezes ao ano; aplicação ao solo de efluentes de suinicultura, nas explorações suínícolas o cobre é adicionado à dieta dos porcos como sulfato de cobre para promover o seu crescimento, daí surgir no estrume dos animais; aplicação de lamas de tratamento de águas residuais.

A toxicidade do cobre é maior em solos ácidos, ou seja a sua biodisponibilidade diminui com o aumento do pH, sendo possível efetuar-se uma calagem do solo para corrigir o seu pH para valores próximos de 7. Para além da adição de cal, a aplicação de matéria orgânica ao solo também reduz a toxicidade deste elemento por quelatação (Perk, 2006; Varennes, 2003).

Todavia, a presença de cobre nos solos pode também ter causas naturais, resultado de processos de meteorização das rochas que formaram o solo ou de outras fontes naturais. As rochas basálticas apresentam uma concentração média de cobre muito superior às rochas graníticas, 90 mg Cu kg⁻¹ e 12 mg Cu kg⁻¹, respetivamente (Alloway, 2013). Os solos que apresentam elevadas quantidades de minerais de argila e de matéria orgânica geralmente possuem concentrações de fundo de cobre mais elevadas do que os solos que não apresentem estas características (Oorts, 2013).

3.2.5. Crómio (Cr)

Na tabela periódica dos elementos, o crómio apresenta número atómico igual a 24, estando presente no grupo dos metais de transição. No que respeita à sua abundância na litosfera é o 21.º elemento mais abundante, exibindo concentrações entre 0,5 e 250 mg kg⁻¹ nos solos (Bradl, 2005). O crómio encontra-se na natureza sob duas formas estáveis: Cr³⁺ e Cr⁶⁺.

O Cr³⁺ é a forma mais estável do crómio que pode ser encontrada no ambiente, sendo considerada essencial para algumas funções biológicas. E embora a presença do crómio hexavalente no ambiente seja menor do que o Cr³⁺, é de salientar que o Cr⁶⁺ tem fortes propriedades oxidantes e é tóxico para as plantas, animais e homem em quantidades 10-100 vezes menores quando comparado com a forma trivalente. A forma hexavalente é rapidamente transformada pela matéria orgânica em Cr³⁺, pelo que a presença de quantidades significativas de Cr⁶⁺ no ambiente podem estar associadas a atividades humanas (Gonnelli e Renella, 2013; Oliveira, 2008).

Maioritariamente, o crómio total presente nos solos não está disponível, visto que se encontra presente nos compostos insolúveis, tais como óxidos de ferro e alumínio, ou fortemente fixados pela argila e pela matéria orgânica. O crómio imobiliza-se no solo, o que favorece a

sua acumulação. A principal fonte de crómio em solos naturais, não sujeitos a contaminações antropogénicas, são as rochas ultrabásicas. Os solos derivados destas rochas apresentam altos teores de crómio (Perk, 2006; Varennes, 2003). Por origem antropogénica o crómio pode surgir associado a emissões das indústrias do fabrico de aço inoxidável, sendo a principal causa de contaminação dos solos os resíduos do curtimento do couro.

No que diz respeito aos efeitos nefastos para a saúde, em relação ao Cr^{3+} não existem evidências sobre a toxicidade de compostos de crómio nesta forma para o Homem. No entanto, o Cr^{6+} provoca efeitos graves na saúde podendo afetar o sistema imunitário, originar cancro do pulmão, provocar danos nos rins e no fígado e originar problemas respiratórios e digestivos (úlceras) (Bradl, 2005). A Agência Internacional de Investigação do Cancro (IARC) e a Agência de Proteção Ambiental dos Estados Unidos (USEPA) consideram que o Cr^{6+} é um elemento carcinogénico para o Homem, causando a morte se for ingerido em grandes doses (Zhao *et al.*, 2012).

3.2.6. Níquel (Ni)

O níquel está posicionado entre o cobalto e o cobre na tabela periódica dos elementos, possuindo assim número atómico igual a 28 e pertencendo ao grupo dos metais de transição. É o 23.º elemento mais abundante da litosfera, com uma concentração média nos solos variável entre 2 e 100 mg kg^{-1} e surgindo nos estados de oxidação 0 e 2+ (Bradl, 2005; Varennes, 2003).

Este elemento pode ser encontrado na natureza nas rochas magmáticas, surgindo nos solos associado às argilas e pode ser encontrado em concentrações mais elevadas em solos aluvionares (Gonnelli e Renella, 2013). A solubilidade do níquel nos solos diminui com o aumento do pH, ocorrendo por isso uma redução da disponibilidade do níquel em solos alcalinos.

O níquel é um nutriente essencial, necessário apenas em pequenas quantidades. Enquanto para as plantas e animais o anterior é verdade, para o Homem ainda não é claro se este elemento é essencial, uma vez que a sua toxicidade e o seu potencial carcinogénico estão bem documentados na literatura (Gonnelli e Renella, 2013). A absorção deste elemento no corpo humano é afetado por fatores de consumo, pela acidez do intestino e pela competição entre substâncias, por exemplo o ferro, o magnésio ou o zinco. Um excesso de níquel pode provocar bronquites crónicas, asma, intolerância à glucose, alterações na pressão sanguínea, sendo mesmo associado a enfartes do miocárdio, alterações na taxa de crescimento e alterações na resistência a infeções (Perk, 2006). A toxicidade pelo consumo de produtos cultivados em solos contaminados é muito rara, uma vez que é necessária uma quantidade

1000 vezes superior à que é normalmente ingerida através da alimentação (Perk, 2006), sendo a forma mais comum do níquel afetar o Homem a reação cutânea, designada por dermatite por contato (Oliveira, 2008).

O níquel apresenta uma vasta gama de aplicações na indústria moderna, entre os quais se destacam os processos de galvanização, a produção de ligas, as baterias de Ni-Cd e pode ser utilizado como catalisador para várias reações. A maior aplicação de níquel surge na produção de aço inoxidável. Os produtos mais comuns que contêm este elemento são os automóveis, as baterias, as moedas, a joelheria e os implantes cirúrgicos. Nos solos agrícolas, a aplicação de lamas e de fertilizantes fosfatados são também importantes fontes de contaminação dos solos com níquel (Bradl, 2005; Gonnelli e Renella, 2013).

3.2.7. Vanádio (V)

O vanádio apresenta número atómico igual a 23, estando localizado entre o titânio e o crómio na tabela periódica dos elementos e pertence ao grupo dos metais de transição. Este é o 20.^o elemento mais abundante na litosfera, apresentando valores variáveis no solo dependendo da rocha-mãe e dos processos de pedogénese que os originaram. No entanto, o teor médio de vanádio encontrado nos solos é de 90 mg kg⁻¹ (Madejón, 2013).

Este elemento apresenta quatro estados de oxidação (2+, 3+, 4+ e 5+), formando frequentemente complexos com o oxigénio e, por vezes, com o enxofre (Puckett e Burton, 1981). O V⁵⁺ é o mais tóxico de todos os estados de oxidação, uma vez que a toxicidade deste elemento aumenta com o aumento do número de oxidação. Os compostos de vanádio são classificados como mutagénicos e teratogénicos, e potencialmente carcinogénicos. Para o Homem, sem ser por contacto direto, é difícil atingirem-se níveis tóxicos deste elemento sendo essencial em quantidades vestigiais: um dos principais problemas associados a este elemento é a inalação de pentóxido de vanádio (V₂O₅) (Rehder, 2011). Para as plantas este elemento é essencial para o seu desenvolvimento em concentrações vestigiais, sendo tóxico em concentrações elevadas.

Durante os últimos anos as concentrações de vanádio no solo têm vindo a aumentar, uma vez que este metal é cada vez mais empregue em processos industriais e existem cada vez mais produtos com este elemento na sua constituição, promovendo desta forma também o aumento de casos de intoxicação de indivíduos através do contacto direto nas indústrias (Madejón, 2013; Manta *et al.*, 2002).

Os solos urbanos apresentam concentrações mais elevadas do que os solos rurais, nomeadamente devido às emissões provenientes do tráfego automóvel (corrosão da chapa metálica dos veículos) e de indústrias que utilizem este elemento, como descrito adiante. O

vanádio é o elemento vestigial com maior representação nos produtos à base de petróleo, especialmente na fração mais pesada. Assim, muitos combustíveis fósseis apresentam vanádio na sua constituição, particularmente o carvão (19-126 mg kg⁻¹ nas cinzas) e o petróleo bruto (3-257 mg kg⁻¹) (Madejón, 2013). Uma outra fonte de vanádio para o ambiente é a produção de aço de vanádio, este material é muito utilizado no fabrico de motores de aviões a jato, sendo também um significativo inibidor de corrosão de motores. Na indústria química o vanádio também é utilizado como catalisador em várias reações. Por exemplo, o pentóxido de vanádio colocado num suporte inerte é o principal catalisador utilizado na oxidação de SO₂ a SO₃ na produção de ácido sulfúrico (Madejón, 2013). A eliminação dos catalisadores usados poderá tornar-se desta forma uma fonte de vanádio para o ambiente, caso não sejam eliminados de forma correta.

A presença deste elemento no solo afeta também a disponibilidade de nutrientes para as plantas, através da redução dos processos de mineralização. Estes processos são reduzidos através da inibição da atividade das enzimas do solo, devido à presença de vanádio (Madejón, 2013).

3.2.8. Zinco (Zn)

O zinco apresenta o número atómico igual a 30 e faz parte do grupo dos metais de transição da tabela periódica dos elementos. Este elemento é 24.^o mais abundante na litosfera, apresentando uma concentração média no solo entre 10 e 300 mg kg⁻¹ (Mertens e Smolders, 2013; Ross, 1994).

O zinco está presente naturalmente em todos os solos, nomeadamente no estado de oxidação Zn²⁺, podendo ser encontrado como sulfeto de zinco (ZnS) (Perk, 2006). Os solos com um alto teor em argilas normalmente têm concentrações de zinco mais elevadas do que solos arenosos, devido à sua maior capacidade de adsorver e de reter este elemento (Mertens e Smolders, 2013).

Para as plantas, o zinco é considerado um micronutriente sendo necessário em pequenas quantidades para o desenvolvimento das mesmas. Para os animais e para os humanos este elemento também desempenha um importante papel em funções neurosensoriais e na síntese da insulina, estando também relacionada com o bom funcionamento do sistema imunológico. Contudo, quando expostos a níveis de zinco elevados, animais e seres humanos podem sofrer de deficiência de cobre, diminuição da função imunológica, redução dos níveis de colesterol bom, anemia e sofrer danos ao nível do fígado, pâncreas e rins (Perk, 2006).

Os níveis elevados de zinco no ambiente podem ter tido uma contribuição com origem antropogénica. Deste modo, é de salientar que as principais fontes deste elemento são o aço

galvanizado, a aplicação de lamas de ETAR, o descarte de resíduos nos solos e as emissões provenientes da produção de ligas metálicas, como o latão e o bronze. O zinco é também muito utilizado em produtos cosméticos, como protetores solares, champôs e cremes para bebês (Perk, 2006). No que toca aos produtos de aço galvanizado é de ressaltar que a galvanização serve para protegê-los da corrosão e, deste modo, são um potencial contaminante dos solos devido à dissolução destes materiais quando expostos a precipitação com carácter ácido. O zinco proveniente da galvanização acaba, desta forma, nos solos ou nos escoamentos superficiais que entram nos sistemas de drenagem que têm como destino as ETAR. No tratamento das águas residuais o zinco é removido da fase líquida, sendo transferido para a parte sólida que corresponde às lamas produzidas ao longo do tratamento dos efluentes. Estas lamas apresentam um grande potencial como fertilizante natural para a agricultura, servindo como veículo de transferência do zinco para os solos. Por último, a outra fonte de zinco para o ambiente é o descarte de resíduos nos solos. Produtos como baterias, pilhas secas e tintas contêm zinco, a sua deposição em aterros ou a deposição ilegal em terrenos, podem originar contaminações tanto nos solos, como nas águas subterrâneas do local em questão (Perk, 2006; Pinto, 2007).

3.3. Fatores que Afetam a Biodisponibilidade no Solo

A presença de metais pesados no solo por si só não afeta os seres vivos, estes elementos necessitam de entrar em contacto com os organismos para lhes provocar algum tipo de dano ou de benefício. No entanto para que isso aconteça, é necessário que os metais estejam numa forma específica. Genericamente, para um contaminante ser assimilado tem de ser móvel, possibilitando desta forma o seu transporte, e tem de estar biodisponível para o organismo. De acordo com Adriano (2001), o conceito de biodisponibilidade pode ser definido como o potencial de determinada substância, presente no solo ou em outro compartimento ambiental, ser absorvida pelos seres vivos, na medida em que esta substância poderá interagir com o metabolismo de determinado organismo. O teor total de um determinado metal num solo contaminado é um bom indicador da extensão da contaminação, mas não é um bom indicador da disponibilidade do metal para os organismos. Para prever a extensão dos efeitos adversos dos elementos químicos no solo ou nos seres vivos e a probabilidade com que esses efeitos irão ocorrer é necessário determinar a fração dos contaminantes que está disponível para os organismos (Pezzarossa, Gorini e Petruzzelli, 2011). Assim sendo, o comportamento e a disponibilidade dos metais pesados no solo depende de algumas características que este apresenta, destacando-se o pH, o potencial de oxidação-redução (redox), a matéria orgânica, os óxidos e hidróxidos de ferro e manganês, os minerais de argila e a capacidade de troca catiónica (Pezzarossa, Gorini e Petruzzelli, 2011; Varennes, 2003).

pH: o pH do solo tem uma grande influência na solubilidade dos metais, mais que qualquer outro fator (Young, 2013). Assim sendo, a mobilidade dos metais tende a ser menor com o aumento do pH, com exceção do arsênio, do molibdênio e do selênio. Contudo para pH mais elevado pode haver a complexação de metais, por exemplo sob a forma de hidróxidos, que os tornam móveis (Figura 3). Em condições alcalinas a precipitação das fases sólidas reduz a concentração dos íons metálicos no solo, ocorrendo o oposto em condições ácidas. Contudo, o pH também é responsável pela regulação da adsorção e complexação dos metais. A adsorção de metais é, por norma, diretamente proporcional ao pH do solo devido à competição por H^+ e Al^{3+} nos locais de adsorção. Em valores de pH baixos, os processos de adsorção são

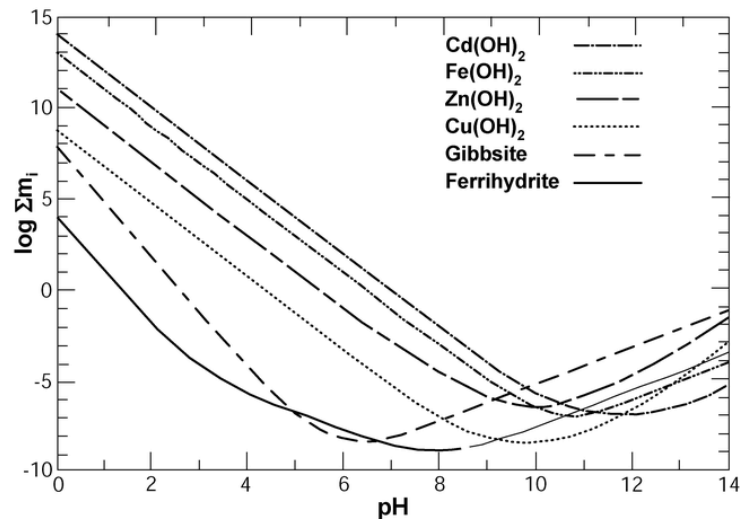


Figura 3 - Variação da mobilidade de alguns hidróxidos consoante o pH

reduzidos devido à ocorrência de reações de catálise ácida dos óxidos. Segundo Srivastava e Gupta (1996), em solos ácidos a disponibilidade de B, Mo e Se diminui, podendo ocorrer toxicidades de Fe e Mn. Por outro lado, um pH alcalino é responsável por diminuir a disponibilidade de Cu, Co, Fe, Mn e Zn pois têm baixa solubilidade nesta gama de pH, ficando mais disponíveis no solo elementos como o Mo, Se, V, As e Cr^{6+} .

Potencial redox: o potencial de oxidação-redução, medido em mV, é uma propriedade termodinâmica relacionada com a atividade hipotética dos eletrões (Young, 2013). Os valores do potencial redox são mais elevados em solos secos e bem arejados (condições oxidantes), enquanto os solos com um alto teor em matéria orgânica ou que estejam alagados tendem a apresentar valores mais baixos de potencial redox (condições redutoras). As condições redutoras geralmente promovem a solubilidade dos metais, logo a sua mobilidade, por consequência há libertação dos metais adsorvidos nos compostos de ferro e manganês (Young, 2013).

Matéria orgânica: a fração orgânica do solo, tem uma grande influência na mobilidade e biodisponibilidade dos metais neste compartimento, tendo em conta a tendência dos metais de se unirem aos compostos húmicos. A formação de complexos solúveis e de matéria orgânica, em particular com a fração fúlvica, são o motivo de aumento do teor de metais no solo. Contudo, os ácidos húmicos com grande peso molecular podem reduzir significativamente a biodisponibilidade dos metais pesados devido ao poder das ligações. Em

suma, a complexação dos metais pela matéria orgânica tende a ser menor com o aumento da acidez do solo, ou seja com a diminuição do pH.

Óxidos de ferro e manganês: os óxidos de ferro e manganês, são capazes de alterar a solubilidade dos metais em condições oxidantes através da adsorção destes elementos, reduzindo desta forma as suas concentrações no solo. Os óxidos de manganês, apresentam um maior potencial para adsorver mais fortemente os metais pesados. A adsorção de metais pelos óxidos de ferro e manganês seguem a seguinte ordem: $Pb > Cu \gg Zn > Cd$ (Pezzarossa, Gorini e Petruzzelli, 2011). Para além destes elementos, os óxidos de ferro e manganês podem também fixar elementos como Co, As, Mo e Ni (Srivastava e Gupta, 1996).

Minerais de argila: os mecanismos pelos quais os metais pesados são adsorvidos pelos minerais de argila, abrangem a troca de iões e a adsorção específica de catiões metálicos. Estes mecanismos ocorrem através da adsorção de iões OH^- , seguindo-se pela anexação dos iões de metais à argila ligando-se ao ião OH^- adsorvido ou diretamente aos locais formados pela remoção de protões. Contudo, existem diferenças entre os vários tipos de argilas, no que diz respeito à capacidade para reter metais pesados, por exemplo os metais são mais facilmente adsorvidos pela caulinite do que pela montmorilonite. Para as argilas não expansíveis, tais como a vermiculite e a esmectite, os processos de adsorção envolvem os espaços inter-camadas, promovendo estas ligações mais fortes do que as anteriores. Fundamentalmente, para a mesma concentração total, os metais pesados estão mais solúveis e disponíveis em solos arenosos do que em solos argilosos.

Capacidade de troca catiónica: a densidade de cargas negativas na superfície dos coloides do solo define a capacidade de troca catiónica do solo (Pezzarossa, Gorini e Petruzzelli, 2011). Esta característica dos solos é regida pelo tipo de argilas e pela quantidade de coloides orgânicos presentes no solo. Os solos que contêm uma elevada percentagem de matéria orgânica tendem a apresentar uma capacidade de troca catiónica mais elevada. Os catiões estão ligados à matriz do solo por ligações electrostáticas fracas, permitindo facilmente aos metais pesados substituir catiões alcalinos da matriz do solo por reações de troca. Além disso, a adsorção específica de metais pesados promove a retenção destes elementos, também por ligações covalentes parciais, apesar dos catiões alcalinos estarem presentes no solo em concentrações muito mais elevadas.

Em síntese, e para melhor se entender o que foi explicado anteriormente, apresenta-se um quadro com algumas das propriedades que influenciam a biodisponibilidade dos metais pesados nos solos (Quadro 3). Desta forma e como foi possível verificar, os mecanismos de precipitação/dissolução e de adsorção/desorção são os processos físico-químicos mais importantes que controlam as concentrações de metais no solo. Assim, denota-se que as

taxas e a direção dos mecanismos de precipitação/dissolução e adsorção/desorção são fortemente influenciados pela acidez e pelo potencial de oxidação-redução do solo, bem como pelo teor em matéria orgânica e em argilas (Ross, 1994).

Quadro 3 – Alguns fatores que influenciam a biodisponibilidade dos metais pesados no solo (Adaptado de Alloway 2004)

Condições físico-químicas do solo:
• pH – cátions mais disponíveis na zona ácida, aniões mais disponíveis na zona alcalina
• Teor de matéria orgânica – muitos elementos são ligados à matéria orgânica do solo
• Teor de carbonato de cálcio – o CaCO_3 mantém o $\text{pH} > 7$ tornando os metais menos disponíveis
• % de argila – os metais são adsorvidos pelas argilas
• Potencial redox: solos bem/mal drenados – dissolução/precipitação de óxidos e sulfetos (o potencial redox afeta as propriedades adsorventes do solo)

Capítulo 4 – Casos de Estudo: Hortas Urbanas no município de Lisboa

Para o estudo das concentrações de metais pesados nos solos de hortas urbanas selecionaram-se seis locais para se desenvolver o presente trabalho. Os locais escolhidos foram: o Parque Hortícola do Vale de Chelas (PHVC), o Parque Hortícola da Quinta da Granja (PHG), a Quinta da Granja (GV) (área contígua ao Parque Hortícola da Quinta da Granja, já existente antes da formação deste Parque), as Hortas do Centro Hospitalar Psiquiátrico de Lisboa (CHPL), as Hortas do Laboratório Nacional de Engenharia Civil (LNEC) e as Hortas espontâneas junto à CRIL (CRIL).

4.1. Caracterização Biofísica de Lisboa

De modo a enquadrar os locais de estudo em termos de clima, solo, geologia e permeabilidade foi elaborada a seguinte caracterização biofísica de Lisboa baseada no “Relatório síntese de caracterização biofísica de Lisboa” elaborado no âmbito da revisão do Plano Diretor Municipal de Lisboa (CML, 2010).

Clima: A cidade de Lisboa apresenta um clima de tipo mediterrâneo, com verão quente e seco, estando a precipitação concentrada, maioritariamente, entre outubro e abril. A temperatura média anual é de 16 °C, com mínimos entre dezembro e janeiro (10 °C) e máximos de julho a setembro (20 a 25 °C). Os valores anuais médios da precipitação situam-se entre 650 e 760 mm, com máximos mensais de novembro (160 mm) a fevereiro e mínimos nos meses de julho e agosto (3 a 7 mm). A direção principal dos ventos em Lisboa é Nor-noroeste (*NNW*) (Figura 4).

Solos: Foram constituídas 6 classes de Tipos de Solos de acordo com a textura e composição de cada formação geológica. No sudoeste do concelho predominam solos basálticos e carbonatados, estando associados às formações cretácicas carbonatadas e vulcano-sedimentares. A restante área é constituída por solos arenosos, argilosos e calcareníticos, sendo que os solos aluvionares restringem-se à faixa litoral e às linhas de água (vales).

Geologia: No concelho de Lisboa afloram formações datadas do cretácico ao holocénico. As formações cretácicas, compostas essencialmente por bancadas carbonatadas e margosas (de origem recifal), cobertas por formações vulcano-sedimentares, afloram na zona sudoeste do concelho. O complexo de Benfica, datado do oligocénico, essencialmente detrítico de origem continental, aflora na zona de São Domingos de Benfica e numa faixa no extremo

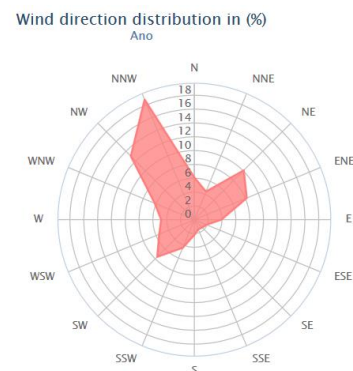


Figura 4 - Principais direções do vento em Lisboa (retirado de Windfinder, 2015)

Noroeste do concelho. As formações miocénicas, compostas por sequências sedimentares alternadas de origem marinha, estuarina e continental afloram na maior parte do concelho, com exceção das áreas referidas anteriormente. As formações holocénicas, compostas por aluviões e aterros, são geralmente de espessura pouco significativa.

Permeabilidade: Foram constituídas 5 classes de permeabilidade (baixa, baixa a média, média, média a alta e alta) de acordo com a textura e composição de cada formação geológica. Às permeabilidades altas correspondem as formações calcárias cretácicas, aluviões e aterros e às baixas correspondem as formações mais ricas na componente argilosa.

4.2. Breve Enquadramento Geológico

O principal objetivo da análise da geologia é caracterizar a rocha-mãe, que deu origem aos diferentes tipos de solos das diversas hortas urbanas analisadas e, assim, avaliar as concentrações iniciais (*background concentrations*) dos elementos químicos analisados. Estas concentrações irão ser tidas em consideração na interpretação da potencial contaminação de cada horta analisada.

As formações geológicas das áreas onde se localizam as hortas do PHVC, do LNEC e do CHPL incluem as formações da série miocénica de Lisboa-Almada, pertencentes ao Aquitaniano e ao Burdigaliano, e depósitos de cobertura de natureza aluvionar associados aos vales das linhas de água, que recobrem as formações aflorantes (Anexo V). As formações de idade miocénica correspondem a um conjunto de sequências deposicionais que alternam entre unidades marinhas, salobras e continentais (Pais *et al.*, 2006). No caso da horta do PHVC o solo foi importado, pelo que a caracterização apresentada nas figuras não é relevante para a análise da contaminação.

As formações geológicas das áreas onde se localizam as hortas da GV e do PHG englobam rochas de natureza vulcânica do Complexo Vulcânico de Lisboa (a sul) e rochas sedimentares da formação de Benfica (Oligocénico), bem como depósitos de cobertura de natureza aluvionar. Estes últimos adquirem maior extensão na área no PHG associados ao vale da ribeira de Benfica.

As formações geológicas das áreas onde se localizam as hortas da CRIL englobam o Complexo Vulcânico de Lisboa, a formação de Benfica e os seguintes afloramentos cretácicos: calcários do Cenomaniano superior e do Belasiano-Cenomaniano médio.

Apresenta-se no Quadro 4 a associação geologia/solo nos locais de recolha das amostras de solo.

Quadro 4 - Associação geologia/solos nas hortas selecionadas de Lisboa

Identificação da amostra	Designação – Carta geológica 1:10 000	Geologia	Símbolo cartográfico (SROA)	Descrição S.R.O.A. (1971, 1973); Classificação
*PHVC_1; PHVC_2; PHVC_3	M ³ Vb+a	Areias do Vale de Chelas, Aluvião	Ac	Aluviossolos Modernos Calcários de textura mediana
LNECMJH; LNECFL; LNECTL	M ² IVa+a	Argilas do Forno do Tijolo, Aluvião	Pca	Solos calcários Pardos de climas sub-húmidos e semiáridos, Para-Barros, de formações argiláceas associadas a depósitos calcários
			Ac	Aluviossolos Modernos Calcários de textura mediana
CHPL_1; CHPL_2; CHPL_3	M ² IVa	Argilas do Forno do Tijolo	Pca	Solos Calcários Pardos de climas sub-húmidos e semiáridos, Para-Barros, de formações argiláceas associadas a depósitos calcários
GV_1; GV_2; GV_3	M ¹ II	Areolas da Estefânia	Pcs	Solos Calcários Pardos de climas sub-húmidos e semiáridos, de margas ou materiais afins
PHG_1; PHG_2; PHG_3	M ¹ I+a	Camadas dos Prazeres, Aluvião	Pcs	Solos Calcários Pardos de climas sub-húmidos e semiáridos, de margas ou materiais afins
			Ac	Aluviossolos Modernos Calcários de textura mediana
CRIL_1; CRIL_2; CRIL_3	β	Complexo Vulcânico de Lisboa - CVL	Cb	Barros Castanho-Avermelhados Não Calcários, de basaltos ou doleritos ou outras rochas eruptivas básicas

Nota: os solos do PHVC não são os originais do local, portanto esta classificação não se aplica a este local. No entanto, a classificação é exposta neste quadro a título de curiosidade.

A caracterização do tipo de solo foi efetuada, numa primeira fase, com base na carta de solos. Fez-se a caracterização dos solos com base na descrição geológica das camadas aflorantes nas áreas de estudo, tendo-se selecionado um tipo de solo cujas características pedológicas (utilizando a classificação S.R.O.A. 1971, 1973) serão semelhantes à constituição da rocha-mãe em determinado ponto, de acordo com a metodologia de Oliveira (2004). A Figura 5 apresenta o mapeamento dos solos e o Anexo VI apresenta um quadro síntese do tipo de solo resultante da associação geologia/solo.

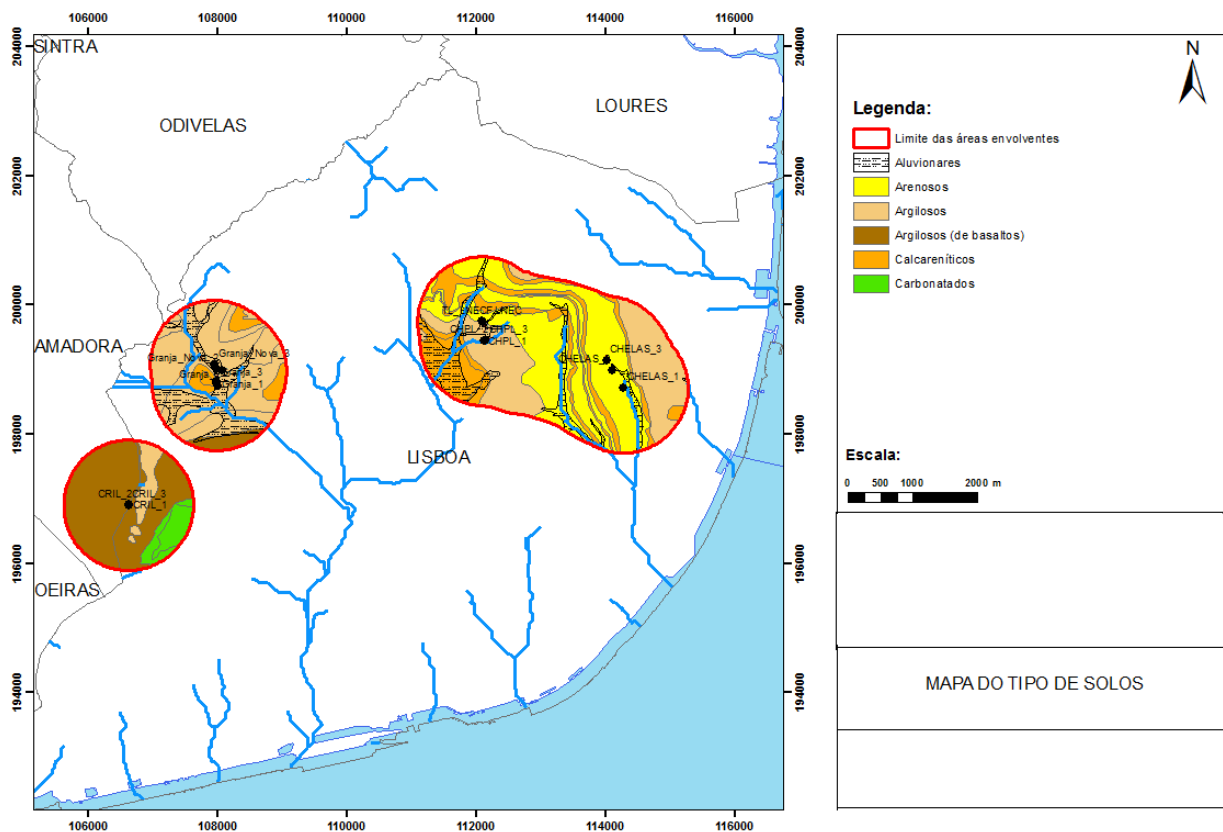


Figura 5 - Mapa do tipo de solos

Atendendo ao tipo de solos encontrado em cada local, apresenta-se no Quadro 5 as concentrações médias em metais pesados esperadas em função do tipo de rocha-mãe. Estes são os valores que a rocha-mãe apresenta na sua constituição, podendo estes elementos serem transferidos para os solos através dos processos de meteorização e de pedogénese. A horta da CRIL tem solos cuja origem se enquadra nas rochas máficas. As demais hortas têm origem sedimentar com contribuição de calcário, mais acentuada no caso da horta da Granja Velha.

Quadro 5 - Concentração média em metais pesados em função do tipo de rocha-mãe (adaptado de Alloway, 2013)

Parâmetro (mg/kg)	Rochas máficas (tipo basaltos)	Rochas sedimentares (tipo calcário)	Rochas sedimentares (tipo arenitos)
As	0,7	1,5	0,5
Cd	0,2	1,5	0,5
Co	45	0,1	0,3
Cr	250	5	35
Cu	90	6	2
Mn	1500	15	100
Mo	1,2	0,3	0,3
Ni	130	5	2
Pb	4	5	10
Sb	0,2	0,15	0,05
V	260	15	20
Zn	100	40	20

4.3. Caracterização das Condições Envolventes

A Figura 6 apresenta um mapa com a localização dos locais selecionados para análise, bem como os locais de recolha de amostras de solo e da deposição atmosférica. Foi delimitada uma área com 1 km de raio em torno de cada ponto de amostragem, tendo-se efetuado um levantamento detalhado da ocupação do solo dentro desta área, com o objetivo de avaliar as pressões ambientais a que os solos das hortas em estudo estão sujeitos.

Com base na informação disponibilizada pela CML (disponível em: <http://lxi.cm-lisboa.pt/lxi/>), completada com base em fotografia aérea (Google Earth Pro©) foi efetuada a caracterização, em Sistema de Informação Geográfica (ArcGIS, Esri©), das principais pressões no interior do perímetro das áreas envolventes às hortas, os resultados desta análise são apresentados no Anexo VII. Na legenda das Figuras do referido anexo encontra-se o tipo de uso do solo, que foi classificado com base no atrás exposto, e uma classificação para a rede viária, consoante a velocidade e o tráfego nela existente. Esta última classificação divide as estradas em 5 classes, cada uma delas correspondente a um nível de velocidade e de tráfego. Assim o nível 8 (vermelho) corresponde a estradas pedonais, onde não é permitida a passagem de veículos motorizados. O nível 7 (cor de laranja) são as estradas com um limite de velocidade de 30 km h⁻¹, nomeadamente correspondem a alguns bairros habitacionais ou a estradas dentro de complexos empresariais, caso do LNEC e do CHPL. Seguidamente, o nível 6 (preto) corresponde a estradas com um limite de 50 km h⁻¹, nomeadamente esta classificação é para a maioria das estradas no interior de uma cidade. Por último, os níveis 4 e 3 (azul turquesa e azul, respetivamente) são ambos para estradas com um limite de velocidade de 80 km h⁻¹, no entanto correspondem a níveis de tráfego diferentes. Assim, o nível 3 corresponde a um tráfego automóvel maior do que o nível 4, sendo que neste último o trânsito é mais fluído.

A zona do Parque Hortícola de Chelas apresenta uma densidade populacional não muito elevada, sendo que as zonas habitacionais estão inseridas em locais bem delineados. As áreas não classificadas (Anexo VII) correspondem a zonas de terreno baldio, onde não é praticado nenhum tipo de atividade. As pressões mais significativas para estas hortas são a proximidade a dois eixos viários que apresentam intensidades de tráfego médios (Av. Santo Condestável e Av. Marechal Gomes da Costa) e a uma bomba de gasolina.

O Parque Hortícola da Quinta da Granja e a Quinta da Granja estão inseridos numa zona maioritariamente habitacional, sendo que a zona Este do Parque Hortícola fica encostada a um terminal rodoviário de grande intensidade de tráfego (interface rodoviário do Colégio Militar). Uma outra pressão sobre estes dois locais é a proximidade a um eixo viário com elevado tráfego (2.^a Circular). As hortas do CHPL e do LNEC, pela sua proximidade, sofrem as mesmas pressões. Assim, estas hortas estão muito próximas a duas fontes potenciais de contaminação. A 2.^a Circular que apresenta um elevado tráfego automóvel, embora se localize a alguma distância e o corredor aéreo do aeroporto de Lisboa.

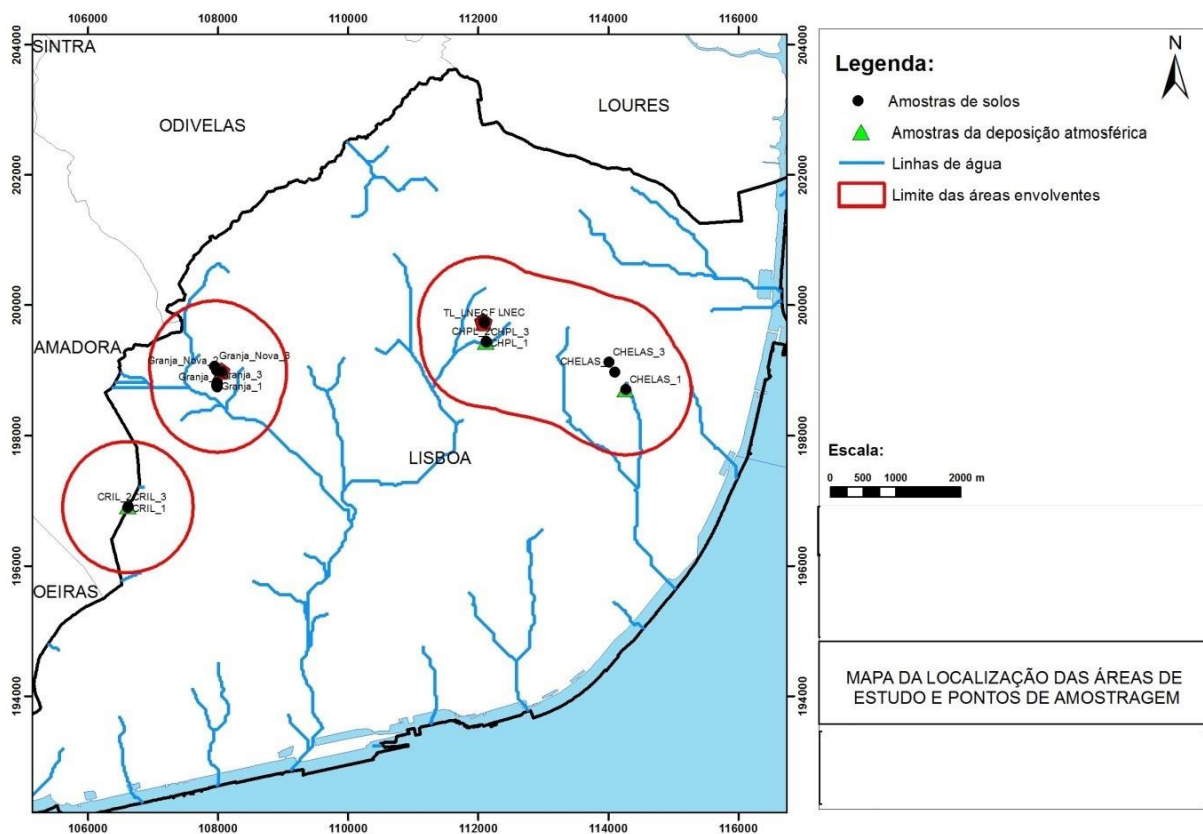


Figura 6 - Mapa da localização das áreas de estudo e pontos de amostragem

Por último, as hortas espontâneas da CRIL situam-se encostadas a este eixo viário (encontram-se a menos de 5 m de distância) que apresenta um tráfego automóvel médio de 75000 veículos por dia (Silva, Ramos e Lourenço, 2010). Assim, a Circular Rodoviária Interna

de Lisboa é a principal pressão sobre estas hortas, sendo que a Rua da Portela (contígua a estas hortas) também se apresenta como uma pressão sobre este local. Contudo, a CRIL apresenta uma barreira acústica que separa as faixas de rodagem das hortas, assim este equipamento impede a deposição direta das emissões decorrentes da circulação automóvel.

4.4. Caracterização dos Solos

4.4.1. Introdução

Os solos são o elemento base e a parte mais importante de um sistema ecológico (Hongbo *et al.*, 2011). Como tal, a sua caracterização é fundamental para se interpretarem os resultados obtidos através das análises efetuadas aos solos das hortas urbanas. Estes foram sujeitos a análises físicas e químicas, tendo-se também procedido à quantificação dos metais pesados nos solos. No que toca às propriedades físicas, foram analisadas a textura do solo e as suas propriedades hidrodinâmicas, curva de retenção da água no solo e condutividade hidráulica saturada. Em relação às propriedades químicas procedeu-se à análise da reação do solo (pH), ao teor de matéria orgânica, ao teor de carbonatos e à capacidade de troca catiónica.

É importante referir que todos os solos presentes nas hortas são os originais do local, com exceção do Parque Hortícola de Chelas. Neste local, por ter havido necessidade de proceder à modelação do terreno, com o intuito de vencer cotas, e por se ter extraído solo de algumas zonas que durante algum tempo foram regadas com água residual urbana, foi necessário proceder-se à importação de terras. Estas foram trazidas, maioritariamente, das escavações efetuadas junto ao Palácio da Justiça, sito na Rua Marquês da Fronteira. Assim, o solo existente neste parque hortícola é o resultado da mistura de terras importadas do referido local, com solo recolhido em alguns locais das hortas espontâneas que já existiam na zona. Foi, ainda, adicionada terra vegetal para melhorar a capacidade agrícola dos solos.

4.4.2. Metodologia para a caracterização física e química dos solos

As amostras de solos para se proceder à caracterização física e química foram recolhidas no dia 12 de janeiro de 2015, em todas as hortas.

Para a caracterização química, foram recolhidas amostras de solo perturbadas representativas da camada 0-30 cm tendo sido recolhida uma amostra por local (Figura 7a).

A caracterização física foi efetuada tendo-se recolhido três tipologias diferentes de amostras, consoante o tipo de análise que iria ser efetuada. Temos assim:

- Amostras de solo perturbadas representativas da camada 0-30 cm para a caracterização textural (Figura 7a).
- Amostras de solo não perturbadas da camada superficial, em cilindros metálicos com 6,5 cm de diâmetro e 8,5 cm de altura, para a determinação da condutividade hidráulica saturada do solo (K_s) (Figura 7c).
- Amostras de solo não perturbadas da camada superficial, em cilindros metálicos com 3 cm de altura e 5 cm de diâmetro, para a determinação da curva de retenção da água no solo e da sua massa volúmica (Figura 7b).

Para estas duas últimas tipologias de amostras foram efetuadas duas repetições em cada local. Todas as amostras para a caracterização física e química foram devidamente etiquetadas e acondicionadas, tendo sido transportadas para os laboratórios no dia 13 de janeiro de 2015.



Figura 7 - Colheita de amostras de solo: a) amostras de solo perturbadas, b) amostras de solo não perturbadas para curvas do pF e massa volúmica, c) amostras de solo não perturbadas para K_s

A caracterização física dos solos foi efetuada na Estação Agronómica Nacional pela Unidade Estratégica de Investigação e Serviços de Sistemas Agrários e Florestais e Sanidade Vegetal, pertencendo ao Instituto Nacional de Investigação Agrária e Veterinária, I.P. (INIAV), Oeiras. Para a análise textural foi efetuada a análise mecânica do solo com o método da pipeta, seguindo a metodologia descrita em Silva *et al.* (1975). A classificação textural foi efetuada com base nos limites da escala de Atterberg recomendados pela União Internacional da Ciência do Solo. Para as curvas de pF foram utilizadas duas metodologias consoante as amostras se encontravam no estado natural (pF de 0,4 a pF de 2,0) ou se foram perturbadas (pF de 4,2). Para o primeiro caso foi utilizado o dispositivo da caixa de areia conforme descrito em Stakman (1974), para o segundo caso, ou seja, para o pF de 4,2, o método utilizado foi o da placa de pressão, conforme Richards e Fireman (1943). Por último, a condutividade hidráulica saturada foi obtida através do método de carga constante (Stolte, 1997).

A caracterização química dos solos foi efetuada no laboratório 10 de química do Instituto Superior de Agronomia, com recursos aos seguintes métodos (Carter e Gregorich, 2008): pH: potenciometria; Matéria orgânica: via seca com quantificação de CO_2 por infravermelhos;

Carbonatos: ataque ácido com quantificação de CO₂ por infravermelhos; Azoto amoniacal e nítrico: colorimetria; Bases de troca: extração com acetato de amónio e quantificação por espectrometria de absorção atómica de chama; Acidez de troca: extração com KCl e quantificação por titulometria.

Importa ressaltar que, embora a determinação das bases de troca pelo método do acetato de amónio não seja a mais recomendada em solos calcários, pois o acetato de amónio pode dissolver os carbonatos do solo e, portanto, aumentar os teores de cálcio e de magnésio extraíveis, esta determinação serviu como uma boa aproximação para a avaliação das bases de troca do conjunto de solos analisados.

4.4.3. Metodologia para a quantificação de metais pesados no solo

As amostras de solo para a quantificação de metais pesados foram recolhidas no dia 17 de Junho de 2015 em todas as seis hortas em estudo, a relembrar: Parque Hortícola do Vale de Chelas, Parque Hortícola da Quinta da Granja, Granja Velha, Hortas do Centro Hospitalar Psiquiátrico de Lisboa, Hortas do Laboratório Nacional de Engenharia Civil e Hortas espontâneas junto à CRIL. A colheita foi realizada apenas a uma profundidade (0-5 cm) com vista a estudar a influência antropogénica sobre o solo, uma vez que a sua camada superficial apresenta, quase na totalidade, as concentrações de metais proveniente de *inputs* antropogénicos. Em contraste, as camadas mais profundas do solo contêm na maioria as concentrações que tiveram origem natural, ou que foram lixiviadas (Facchinelli, Sacchi e Mallen, 2001).

O esquema de amostragem escolhido pretendeu, para além de estudar as concentrações nos solo, demonstrar se haveria variabilidade espacial intra e/ou entre hortas. Este passou por escolher três talhões em cada local, sendo que foi efetuada uma amostra composta em cada um dos talhões através da colheita de solo em três pontos diferentes do talhão. Este esquema teve de ser adaptado à CRIL porque neste local o cultivo não é feito em talhões, visto que são hortas espontâneas. Assim, neste local optou-se também por recolher três amostras de solo, no entanto em três pontos diferentes, distantes uns dos outros. O equipamento utilizado para a recolha das amostras de solo foi uma pá de jardim em plástico, por forma a evitar contaminações residuais através de materiais de metal. Todas as amostras foram armazenadas e devidamente etiquetadas com a referência do local, profundidade e data de recolha.

As amostras de solo foram, primeiramente, transportadas para o Laboratório de Águas Subterrâneas (LASUB) do Laboratório Nacional de Engenharia Civil onde foram sujeitas a uma secagem a 40 °C durante dois dias. Ao fim dos dois dias retiraram-se as amostras da

estufa, estas foram acondicionadas em grupos de três em sacos maiores, ou seja as três amostras de cada local ficaram juntas num saco. Este acondicionamento derivou do facto de as amostras terem sido transportadas de avião, no dia 21 de junho de 2015, para Nantes, França. Foi nesta cidade, mais propriamente no Laboratório da Água e do Ambiente do *Institut Français des Sciences et Technologies des Transports, de l'Aménagement et des Réseaux* (IFSTTAR), que as amostras foram analisadas por forma a determinar as concentrações de metais pesados nos solos. Esta determinação foi efetuada em conjunto com a Dr^a Béatrice Bechet, investigadora neste instituto. A técnica utilizada para analisar as concentrações de metais pesados nos solos foi espectrometria de fluorescência de raios-X portátil (PXRF) (os limites de deteção encontram-se no Anexo VIII).

A análise de amostras por fluorescência de raios-X (XRF) baseia-se na medição da intensidade dos raios-X emitidos pelos elementos de uma amostra, quando excitados por ondas eletromagnéticas. Os métodos de PXRF apresentam várias vantagens em relação a outros métodos, uma vez que não são destrutivos e apresentam os resultados muito rapidamente, podendo analisar de uma só vez vários elementos (Hou, He, e Jones, 2004). Durante os últimos 10 anos os aparelhos portáteis XRF têm beneficiado de um desenvolvimento muito rápido (Weindorf, Bakr, e Zhu, 2014), ganhando popularidade entre a comunidade científica através da publicação de vários trabalhos sobre variados temas: determinação do pH (Sharma *et al.*, 2014), textura do solo (Zhu, Weindorf, e Zhang, 2011), identificação dos horizontes do solo (Weindorf *et al.*, 2011), identificação dos contaminantes do solo (Hürkamp, Raab, e Völkel, 2009), análise dos nutrientes na planta (McLaren, Guppy, e Tighe, 2011) e é também utilizado com várias aplicações agronómicas (Paltridge *et al.*, 2012).

Antes de se proceder à análise dos solos por PXRF, estes foram sujeitos a vários processos de pré-tratamento, os quais estão descritos seguidamente:

1. Crivagem das amostras de solo

Antes de se iniciar o processo de crivagem os solos foram novamente secos, devido à diferença de temperaturas sentidas durante uma viagem no porão de um avião. Desta vez os solos foram secos ao ar durante dois dias, tendo-se iniciado o processo de crivagem ao fim desse tempo. As amostras de solos foram crivadas por um crivo de 2 mm, obtendo-se desta forma duas frações – a terra fina (<2 mm) e os elementos grosseiros (>2 mm) (Figura 8). Cada fração foi colocada em sacos diferentes, devidamente identificados com a referência laboratorial, a referência portuguesa e a fração a que corresponde cada saco. Seguidamente, o solo de cada saco foi pesado e o seu peso registado (de notar que o saco com a amostra ainda não crivada também foi pesado). O processo de crivagem foi processado dentro de uma

hotte e o operador usou luvas, por forma a evitar qualquer tipo de contaminação, quer da amostra, por parte do operador, quer do operador por inalação de partículas. O equipamento utilizado foi lavado entre cada processo de crivagem, primeiro com água corrente e de seguida com água destilada, tendo sido seco através de ar comprimido.

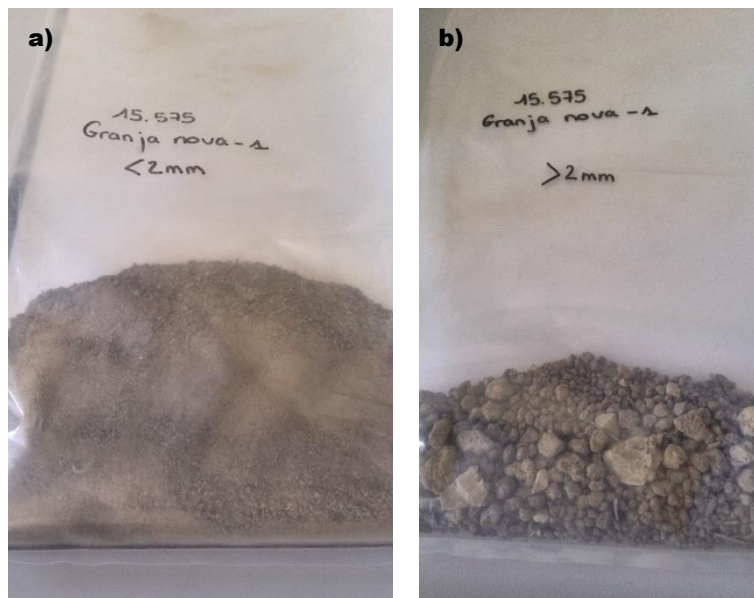


Figura 8 - Amostras de solo crivadas: a) terra fina; b) elementos grosseiros

2. Moagem da fração <2 mm

Para a análise das amostras por PXRF, a fração da terra fina necessita de apresentar uma textura muito fina, por forma a facilitar a penetração dos raios-X. Assim sendo, o processo de moagem foi realizado utilizando o seguinte equipamento: *Pulvérisette 6, SPRITCH*. Para cada amostra, 50 g de solo foram colocados dentro de um recipiente de forma cilíndrica, juntamente com 6 bolas que apresentam uma densidade muito elevada. O recipiente foi colocado dentro do equipamento que funcionou durante 3 minutos à velocidade de 400 rpm. No final, o solo moído foi transferido para *vials* de plástico. Entre cada moagem o recipiente cilíndrico foi limpo com areia e 10 mL de água destilada juntamente com as 6 bolas, tendo sido colocado no equipamento de moagem durante 15 segundos a 400 rpm. Seguidamente foi lavado com água corrente e depois com água destilada, tendo sido seco com ar comprimido.

3. Análise das amostras de solo através de espectrometria PXRF

As amostras que foram sujeitas a análise, como já foi explicado, foram as amostras moídas. O equipamento utilizado para esta análise foi o *Thermo Scientific Niton XI3t gold*. Cada análise utilizou cerca de 10 g e os solos foram examinados durante 120 segundos, tendo sido realizadas três repetições. Este equipamento analisou uma vasta gama de elementos no solo, tendo sido escolhidos para interpretação no âmbito desta tese os seguintes elementos: cobre, chumbo, zinco, cádmio, crómio, níquel e vanádio.

Anteriormente, no subcapítulo 2.4, já foram apresentados os valores-limite legais para a concentração de metais pesados nos solos das hortas urbanas (Quadro 1). Tendo em conta a gama de pH dos solos (7,1 – 8,3), os limites a serem utilizados serão os correspondentes à coluna $\text{pH} \geq 7,0$ do Quadro 1. Como se pode verificar, a legislação portuguesa não apresenta valores-limite para o vanádio nem para o bário, assim sendo o valor utilizado para estes elementos foi baseado num documento publicado pelo Ministério do Ambiente canadiano com o título “*Soil, ground water and sediment standards for use under part XV.1 of the Environmental Protection Act*” (Ministry of the Environment, 2011). Esta legislação é utilizada em vários trabalhos em Portugal, quando a legislação nacional não apresente valores-limite para os elementos em estudo. Consultado o referido documento, observa-se que o valor limite para o vanádio é 86 mg kg^{-1} e para o bário é 390 mg kg^{-1} .

4.5. Caracterização da Deposição Atmosférica

Tal como já foi referido, a deposição atmosférica é uma das principais fontes de metais pesados para os solos em ambientes urbanos. Assim sendo, é de extrema importância proceder-se também à análise da deposição atmosférica ocorrida nos locais em estudo. Com vista a caracterizar esta potencial fonte de contaminação, analisou-se a deposição atmosférica na vertente de deposição húmida, resultante da interseção entre a precipitação e as partículas atmosféricas em ambiente urbano.

A recolha da deposição húmida foi efetuada através da instalação de tabuleiros (coletores), como demonstrado na Figura 9, em todos os locais, exceto na horta da GV devido à elevada proximidade espacial com o PHG. A colheita das amostras de deposição húmida acumulada foi realizada em dois períodos: (1) de 12-01-2015 a 17-06-2015 e de (2) 17-06-2015 a 18-09-2015. O Quadro 6 apresenta a síntese dos parâmetros medidos à chegada ao Laboratório de Águas Subterrâneas (LASUB) do Laboratório Nacional de Engenharia Civil. Após a análise destes parâmetros, as amostras foram congeladas para não perderem as suas propriedades, uma vez que não iriam ser analisadas, do ponto de vista dos metais pesados, num curto espaço de tempo. De referir que na amostragem de setembro, verificaram-se certos problemas com alguns coletores, tal como descrito no campo das observações do Quadro 6. Assim, na horta do CHPL o coletor não se encontrava no local, provavelmente foi retirado pelos funcionários



Figura 9 - Recipiente para recolha da deposição atmosférica (Hortas do LNEC)

deste local. Na horta do PHG o coletor encontrava-se coberto por estrume, logo não foi possível efetuar a amostragem da deposição atmosférica, visto que se encontrava contaminada com os lixiviados do estrume. Por último, na horta da CRIL o coletor encontrava-se vazio e fora do local onde tinha sido colocado, pelo que se procedeu à sua lavagem com água destilada, no sentido de aproveitar as partículas que se encontravam no seu interior.

Quadro 6 - Parâmetros físico-químicos gerais das amostras de deposição húmida recolhidas nas hortas de Lisboa

Data de recolha	Designação	pH	Eh (mV)	CE ($\mu\text{S}/\text{cm}$)	TDS (mg/l)	Salinidade (ppt)	T ($^{\circ}\text{C}$)	Observações
17-06-2015	DEP_PHVC	7,16	-136	561	403	0,3	19,9	1000 ml para o frasco de recolha e deitou-se fora 635 ml
	DEP_LNEC	7,38	-164,6	608	435	0,33	19,9	Volume: 900 ml
	DEP_CRIL	7,92	230	1200	861	0,46	18,6	Volume: 190 ml
	DEP_PHG	6,27	11,7	1728	1559	1,27	19,2	900 ml para o frasco de recolha e deitou-se fora 375 ml
	DEP_CHPL	7,81	6,3	150,4	108,55	0,08	19,7	Coletor seco com muitas partículas depositadas; foi lavado com 1000 ml de água destilada
18-09-2015	DEP_PHVC	8,06	396,3	229,9	104,2	0,11	22,7	Volume: 750 ml; Coletor mudado de local mas na mesma horta, agora sem culturas pois o dono desistiu
	DEP_LNEC	7,89	35,9	7685	5161	4,41	23,3	800 ml
	DEP_CRIL	8,52	370,25	45,7	31,2	0,02	22,6	Frasco vazio, removido do local e invertido sobre uma estaca de madeira, fez-se a lavagem com 800 ml de água destilada
	DEP_PHG	-	-	-	-	-	-	Estrume colocado sobre coletor
	DEP_CHPL	-	-	-	-	-	-	Não se encontrou o coletor no local

Legenda: Eh – potencial redox; CE – condutividade elétrica; TDS – sólidos dissolvidos totais; T - temperatura

Os resultados da análise à deposição atmosférica não serão apresentados nesta dissertação, uma vez que não foi possível obtê-los em tempo útil.

4.6. Caracterização das Práticas Agrícolas

4.6.1. Água de rega

A água de rega pode também representar uma fonte de metais pesados para as hortas urbanas, nos casos onde estas sejam regadas com águas residuais urbanas. No caso das hortas analisadas, nenhuma é regada com este tipo de água, com exceção das hortas da Granja Velha e do LNEC que são regadas com água proveniente de um poço e de uma mina, somente no caso da GV, os outros locais são regados com água da companhia. No caso dos Parques Hortícolas a água para rega é fornecida pela CML tendo os hortelões que pagar uma taxa anual à referida entidade. De notar que em alguns talhões do Parque Hortícola do Vale de Chelas, a precipitação também é aproveitada para rega. A horta da CRIL é um caso diferente dos restantes locais, nesta horta a água proveniente das escorrências da Rua da Portela é aproveitada para regar as hortas existentes junto à CRIL.

Assim sendo, apenas a água de rega das hortas da GV foi analisada, uma vez que as hortas que utilizam água da companhia não apresentam concentrações de metais pesados, visto que são águas próprias para consumo humano. Na horta da GV tanto a água do poço, como a água da mina foram amostradas no dia 11 de Setembro de 2015. Estas amostras foram recolhidas em garrafas de plástico de 0,5 L e transportadas para o Laboratório 10 do Instituto Superior de Agronomia para serem analisadas.

Os resultados da análise à água de rega não serão apresentados nesta dissertação, uma vez que não foi possível obtê-los em tempo útil.

4.6.2. Fertilizante orgânico

Um fertilizante orgânico corresponde, segundo a Portaria n.º 259/2012 de 28 de Agosto do Ministério da Agricultura, do Mar, do Ambiente e do Ordenamento do Território, às matérias de origem vegetal, animal ou mistura de ambas, utilizadas para manter ou melhorar a nutrição das plantas, nomeadamente através da sua atuação sobre as propriedades físicas, químicas e biológicas dos solos, podendo incluir: os efluentes pecuários, o conteúdo do aparelho digestivo, os produtos derivados da transformação de subprodutos de origem animal, os compostados resultantes das unidades de compostagem e de biogás de efluentes pecuários, e os resíduos de empresas de piscicultura e lamas de depuração.

Nas hortas urbanas analisadas, o principal fertilizante orgânico utilizado é o estrume de cavalo, sendo também efetuada a compostagem dos restos vegetais das culturas instaladas nas hortas. Uma vez que o estrume de cavalo é o principal fertilizante orgânico utilizado, questionou-se os hortelões onde o adquiriram com vista a perceber a sua fonte e conseguir

obter alguma amostra para análise. A maioria dos hortelões adquire o estrume no Horto do Campo Grande, pelo que se procedeu à compra de uma saca no dia 11 de Setembro de 2015 nesse mesmo local. Uma amostra de estrume foi recolhida da saca e encaminhada para o laboratório 10 do Instituto Superior de Agronomia para ser analisada.

O resultado da análise ao estrume não será apresentado nesta dissertação, uma vez que não foi possível obtê-lo em tempo útil.

Capítulo 5 – Resultados e Discussão

5.1. Propriedades Físicas

5.1.1. Textura e estrutura do solo

O termo textura do solo refere-se à proporção de partículas de diferentes dimensões na terra fina (Varenes, 2003). A terra fina corresponde ao material com diâmetro inferior a 2 mm, sendo a principal responsável pelas propriedades químicas do solo. De acordo com a União Internacional de Ciências do Solo, as partículas de terra fina podem ser subdivididas em (Costa, 2004): areia grossa (2 – 0,2 mm), areia fina (0,2 – 0,02 mm), limo (0,02 – 0,002 mm) e argila (<0,002 mm). Por outro lado, as partículas de dimensões superiores a 2 mm são designadas por elementos grosseiros. Estes elementos apresentam fraca reatividade e a sua presença no solo reduz a quantidade de água e de nutrientes que o solo poderá reter. Para além disso, uma elevada proporção de elementos grosseiros é considerada desfavorável, não só por diminuir a fertilidade do solo, como devido ao facto dos elementos de maiores dimensões interferirem com as operações culturais, dificultando a atuação da maquinaria agrícola (Varenes, 2003).

Apenas em raríssimos casos, a terra fina será exclusivamente constituída por areia, limo ou argila, normalmente corresponde a uma mistura das três frações em proporções variáveis. Segundo a escala de Atterberg o solo pode ser classificado em 12 classes de textura consoante os teores de areia, limo e argila no solo. Assim, se predomina a fração areia, o solo tem textura grosseira, podendo ser classificado como arenoso, areno-franco ou franco-arenoso. Por outro lado, caso seja a fração argila a predominante, o solo é de textura fina, podendo ser argiloso, franco-argilo-limoso, franco-argiloso, argilo-arenoso ou argilo-limoso. Por último, nos solos de textura mediana predomina a fração limo, podendo ser limoso, franco, franco-limoso e franco-argilo-arenosos. Os solos de textura mediana são os mais adequados à produção agrícola, visto terem uma capacidade de retenção de água e nutrientes superior aos de textura grosseira, e um melhor arejamento e maior facilidade de mobilização do que os de textura fina (Varenes, 2003).

Por estrutura do solo entende-se o agrupamento e organização das partículas do solo em agregados (Hillel, 1980). Assim sendo, a estrutura do solo pode também ser definida como a proporção de poros pequenos, médios e grandes que um determinado solo apresenta. Isto porque as partículas de solo diferem na forma, no tamanho e na orientação, podendo estar interligadas, originando deste modo configurações complexas e irregulares que são extremamente difíceis de caracterizar em termos geométricos (Hillel, 1980). Apesar da estrutura do solo não ser uma medida quantitativa, mas sim qualitativa, esta apresenta uma importância muito elevada, uma vez que afeta a retenção e a infiltração da água, o arejamento,

a temperatura do solo, a porosidade e a penetração das raízes através do mesmo (Koorevaar, Menelik e Dirksen, 1983). A estrutura do solo pode ser classificada como laminar (encontrada normalmente em solos compactados), prismática (encontrada normalmente nos horizontes mais fundos), colunar (encontrada em solos de climas áridos), anisoforme, granular (normalmente encontrada em solos arenosos) ou grumosa (normalmente encontrada nos horizontes superficiais onde as raízes das plantas se desenvolvem) (Koorevaar, Menelik e Dirksen, 1983).

O Quadro 7 apresenta os resultados referentes à proporção relativa dos diferentes lotes de partículas minerais na camada de solo 0-30 cm, fator que influencia fortemente as propriedades físicas e químicas do mesmo. A classificação textural dos solos, segundo Costa (2004) indica que, à partida, todos os solos são adequados ao cultivo de hortícolas. Ressalta-se que alguns hortelãos do PHVC se queixaram da quantidade excessiva de elementos grosseiros nele existente. Os solos da GV e do LNEC apresentam uma textura ligeiramente mais pesada do que os restantes, devido ao maior teor em limo e em argila. Relativamente à biodisponibilidade de metais pesados que possam existir no solo, ela é potencialmente maior nos solos do LNEC, do CHPL e do PHG, uma vez que o teor em argilas é menor.

Quadro 7 - Composição granulométrica dos solos (%) e classe textural

<i>Horta</i>	Areia grossa <i>2-0.2 mm</i>	Areia fina <i>0.2-0.02 mm</i>	Limo <i>0.02-0.002 mm</i>	Argila <i><0.002 mm</i>	<i>Classificação Textural</i>
CHPL	21,5	57,9	12,0	8,6	Franco-arenosa
PHC	24,8	41,6	13,9	19,7	Franco-argilo-arenosa
PHG	17,4	54,7	14,6	13,3	Franco-arenosa
GV	15,2	44,6	18,3	21,9	Franca
LNEC	19,1	47,2	30,3	3,4	Franco-limosa
CRIL	41,5	23,2	16,0	19,3	Franco-arenosa

5.1.2. Propriedades hidrodinâmicas

Os solos das hortas urbanas foram também analisados no que diz respeito às suas propriedades hidrodinâmicas. Assim sendo, foram analisados os seguintes parâmetros: teor de água na saturação (θ_s), na capacidade de campo (θ_{cc}) e no emurchecimento (θ_{ce}), bem como a massa volúmica aparente (M_{va}) e a condutividade hidráulica saturada (K_s).

Os três parâmetros descritos anteriormente estão relacionados com o teor de humidade do solo. Se um solo se encontra saturado, então significa que todos os seus poros estão completamente preenchidos com água, não existindo nenhum ar. As plantas necessitam, para

o seu correto desenvolvimento, que nos solos estejam disponíveis água e ar, portanto no ponto de saturação muitas culturas não resistem mais do que 2 a 5 dias.

A drenagem da água do solo está intimamente ligada à textura do solo. Assim, em solos de textura grosseira (solos arenosos) a drenagem ocorre mais rapidamente do que em solos de textura fina (solos argilosos). Quando a drenagem pára, os maiores poros do solo voltaram a estar preenchidos com água e ar, enquanto os menores continuam apenas preenchidos com água. A esta fase dá-se o nome de capacidade de campo do solo, sendo considerada a melhor fase para o crescimento das culturas. Com o passar do tempo, a água armazenada no solo vai sendo absorvida pelas raízes ou sofre evapotranspiração para a atmosfera e, caso o solo não seja abastecido novamente com água, este ficará cada vez mais seco. Quanto mais seco o solo fica, mais fortemente é retida a água que ainda resta no solo, logo torna-se mais complicado para as raízes extraí-la. A certa altura, a absorção de água não é suficiente para suprir as necessidades das plantas, então esta fase corresponde ao coeficiente de emurchecimento (Figura 10) (Brouwer, Goffeau, e Heibloem, 1985). A diferença entre a capacidade de campo e o coeficiente de emurchecimento do solo, corresponde à capacidade utilizável de água, ou seja à quantidade de água retida pelo solo que pode ser utilizada pelas plantas (Madeira, 2011).

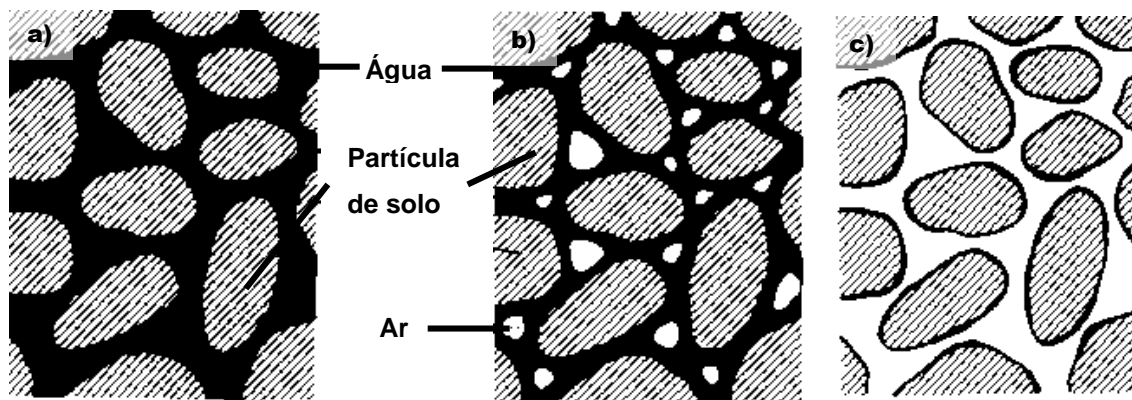


Figura 10 - Parâmetros relacionados com o teor de umidade do solo: a) solo saturado, b) capacidade de campo, c) coeficiente de emurchecimento (adaptado de Brouwer, Goffeau, e Heibloem 1985)

Outro parâmetro medido foi a massa volúmica aparente do solo. Este parâmetro é definido como o quociente entre a massa total de solo e o volume desse solo, sendo normalmente expresso em gramas por centímetro cúbico (Koorevaar, Menelik, e Dirksen, 1983). Por último, resta-nos definir condutividade hidráulica saturada. Este parâmetro traduz a maior ou menor facilidade com que a água atravessa um solo, estando dependente de características intrínsecas do próprio solo, por exemplo a porosidade total. O cálculo deste parâmetro é efetuado colocando o solo em condições de saturação, daí o termo “condutividade hidráulica saturada”. Na prática estima-se o valor da condutividade hidráulica através da Lei de Darcy:

$$Q = KA \frac{\Delta H}{L}$$

na qual Q é o caudal ($\text{cm}^3 \text{s}^{-1}$) que atravessa a coluna de solo, L o comprimento da coluna de solo (cm), A a área da secção transversal perpendicular à direcção do escoamento (cm^2), ΔH a diferença de carga hidráulica (cm) e K é um coeficiente de proporcionalidade (cm s^{-1}) que corresponde à condutividade hidráulica. Assim, a condutividade hidráulica é uma medida da velocidade com que se dá a filtração da água através do solo (Madeira, 2011).

De acordo com os dados do Quadro 8, os solos que apresentavam maior capacidade utilizável de água eram os da GV e do CHPL, respetivamente com 220 e 200 mm de água por metro de profundidade de solo. Os solos do LNEC, do PHG, do PHVC e da CRIL apresentaram os valores de 190, 170, 160 e 160 mm m^{-1} , respetivamente. Estes valores, que se classificam entre elevados e médios, são muito importantes para a elaboração dos calendários de rega das culturas de primavera/verão e para a retenção da água de precipitação para as culturas de outono/inverno. Quanto à permeabilidade ou condutividade hidráulica na saturação, os solos da GV, do PHG e do LNEC apresentam baixa permeabilidade, enquanto os solos da CRIL, do PHVC e do CHPL apresentam valores médios. Não se prevê, por isso, considerável potencial para lixiviação em profundidade de elementos em solução. Os solos de permeabilidade baixa, poderão apresentar potencial para empoçamento e para ocorrência de escoamento superficial com erosão do solo em caso de terreno declivoso, com arrastamento de alguns elementos adsorvidos às partículas de solo, como por exemplo o fósforo.

Quadro 8 - Algumas propriedades hidrodinâmicas dos solos

Propriedade	CHPL	PHVC	PHG	GV	LNEC	CRIL
$\theta_s (\text{cm}^3 \text{cm}^{-3})$	0,53	0,38	0,43	0,53	0,45	0,37
$\theta_{cc} (\text{cm}^3 \text{cm}^{-3})$	0,28	0,29	0,30	0,31	0,28	0,27
$\theta_{ce} (\text{cm}^3 \text{cm}^{-3})$	0,08	0,13	0,13	0,09	0,09	0,11
$Mv_a (\text{g cm}^{-3})$	0,99	1,56	1,46	1,19	1,40	1,45
$Ks (\text{cm dia}^{-1})$	120	101	53,5	46,5	72,0	90,0

A Figura 11 mostra as curvas que descrevem as propriedades hidrodinâmicas, retenção de água e permeabilidade, dos solos em estudo. Estas curvas foram obtidas com recurso ao modelo de Brooks e Corey. O comportamento hidrodinâmico dos diversos solos é semelhante em associação com as idênticas texturas. Verifica-se, que os solos do CHPL apresentam valores elevados de humidade, quando o solo se apresenta saturado. Este facto encontra-se associado à sua elevada porosidade, resultante da incorporação de grandes quantidades de substrato vegetal ao solo. O declive da curva de retenção é elevado, tal como para os solos do LNEC, significando que drenam rapidamente para pressões relativamente baixas.

Relativamente à permeabilidade, nota-se que o solo do CHPL apresenta maior K_s , mas menores condutividades hidráulicas não saturadas. Também a sua curva $K(h)$ apresenta maior declive, significando que apesar de apresentar K_s mais elevado, a sua condutividade não saturada decresce mais rapidamente, em resultado da evolução de perdas por drenagem profunda e em consequência de perdas de N e outros elementos por lixiviação, dependendo das práticas de gestão agrícola aplicadas.

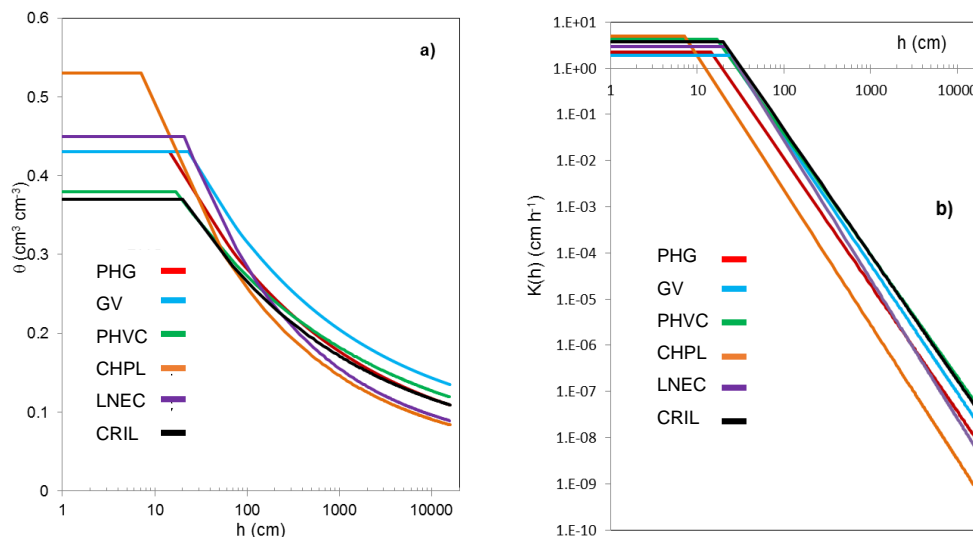


Figura 11 - Propriedades hidrodinâmicas do solo: a) curvas de retenção da água; b) curvas da condutividade hidráulica

5.2. Propriedades Químicas

5.2.1. Matéria orgânica

A matéria orgânica do solo, componente essencial para a qualidade e a resiliência do solo, inclui uma grande variedade de substâncias, incluindo seres vivos, tecidos mortos vegetais e animais em vários estágios de decomposição e uma mistura complexa de material orgânico já decomposto e modificado ou sintetizado de novo, designada por húmus. Esta mistura representa normalmente 60-80% da matéria orgânica total dos solos (Varenes, 2003).

Os tecidos das plantas são a fonte original da matéria orgânica do solo, uma vez que, em condições naturais, as plantas produzem grandes quantidades de resíduos orgânicos, sendo que cerca de dois terços desses resíduos acabam por ser depositados no solo. Os animais constituem a fonte secundária de matéria orgânica, através dos seus dejetos ou da sua decomposição aquando da sua morte, sendo que algumas formas de vida animal (especialmente as minhocas) têm um papel determinante na incorporação e na transferência de resíduos no solo (Madeira, 2011).

A transformação dos compostos orgânicos dos resíduos presentes no solo, constitui um processo complexo que genericamente pode seguir duas vias: a mineralização e a humificação. A mineralização corresponde ao processo que liberta elementos dos compostos orgânicos para produzir formas inorgânicas ou minerais. Por outro lado, a humificação corresponde ao processo de formação de compostos orgânicos com estrutura diferente das que ocorrem nos tecidos das plantas e que são extremamente resistentes à decomposição, processo este que origina o húmus. Embora estes dois processos possam ser considerados em separado, eles estão intimamente interligados e coexistem no espaço e no tempo (Madeira, 2011).

O húmus pode ser dividido em substâncias húmicas e substâncias não húmicas, por sua vez as substâncias húmicas dividem-se em três classes de acordo com a sua solubilidade: i) ácidos fúlvicos; ii) ácidos húmicos; iii) húmina.

O teor de matéria orgânica no solo depende de vários fatores, como a cultura, o clima, o solo, as práticas culturais e a adição de fertilizantes orgânicos. Culturas com sistemas radiculares volumosos e sistemas de colheita que deixem no terreno uma elevada proporção da parte aérea da planta, contribuem para o enriquecimento do solo em húmus. O clima influi sobre o teor de matéria orgânica de forma direta e indireta, diretamente pelo efeito que tem na taxa de decomposição dos resíduos orgânicos nos solos (em climas frios, os teores de matéria orgânica no solo são em geral mais elevados do que nos climas quentes), e indiretamente através do tipo de vegetação existente no local. Entre as características do solo, a textura é uma das que exerce ação mais acentuada sobre o teor de matéria orgânica. De modo geral, o teor de matéria orgânica é mais elevado nos solos de textura fina do que nos de textura grosseira, por se estabelecerem complexos argilo-húmicos nos primeiros. As práticas culturais, como a correção de acidez ou a aplicação de fertilizantes, vão determinar a produção vegetal e logo a quantidade e qualidade dos resíduos presentes. Em igualdade de outros fatores, produções elevadas e aplicações de fertilizantes orgânicos traduzem-se em maior quantidade de matéria orgânica (Madeira, 2011; Varennes, 2003).

A matéria orgânica apresenta diversos benefícios para o solo (Varennes, 2003):

- Contribui para a formação e a estabilização dos agregados do solo, através da interação com as partículas de argila.
- Melhora o arejamento do solo, através do aumento da porosidade.
- Confere cor mais escura ao solo, o que permite um aquecimento mais rápido das camadas superficiais.
- Aumenta a capacidade do solo para reter água e nutrientes.
- Confere poder tampão aos solos, evitando grandes oscilações no pH.

- Torna mais disponíveis vários metais essenciais para as plantas, tais como o ferro, o cobre, o zinco e o manganês, visto que os solubiliza no solo.
- Pode retirar do solo, por quelatação, vários metais que se podem tornar tóxicos para as plantas, tais como o cobre, o cádmio e o alumínio (em solos ácidos).

Os resultados provenientes da análise dos teores de matéria orgânica nos solos das hortas em estudo encontram-se representados na Figura 12. Pela análise dessa mesma figura conclui-se que as hortas do CHPL e da Granja Velha apresentam um teor elevado de matéria orgânica, 4,58% e 4,33%, respetivamente. As hortas do PHG e do LNEC apresentam teores médios de matéria orgânica (2,88% e 2,10%, respetivamente), enquanto as da CRIL e do PHVC apresentam teores baixos de matéria orgânica, 1,75% e 1,23%, respetivamente.

Os teores elevados estão relacionados com mistura de terra vegetal no CHPL e na GV com a aplicação de grandes quantidades de estrume animal, sendo favoráveis do ponto de vista agronómico, por reterem os nutrientes no complexo de troca catiónico da matéria orgânica e por originarem uma estrutura mais adequada ao desenvolvimento das raízes das plantas. Do ponto de vista ambiental, uma vez que a matéria orgânica apresenta elevada capacidade de troca catiónica, a biodisponibilidade de metais será menor nestes solos.

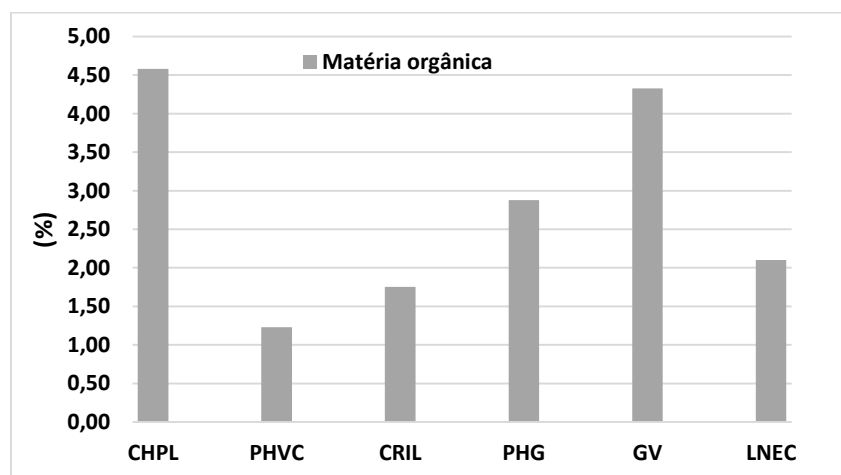


Figura 12 - Teor de matéria orgânica nos solos das hortas urbanas

5.2.2. Reação do solo - pH

A reação do solo é uma medida representativa da acidez ou alcalinidade do solo, sendo expressa em unidades de pH ($\text{pH} = -\log \text{H}^+$).

Considera-se, em geral, dois tipos de acidez no solo: a acidez ativa e a acidez potencial (Madeira, 2011); sendo de notar que a acidez no solo não pode ser medida com a mesma precisão que, em geral, se consegue para a acidez de qualquer solução aquosa. A acidez do solo é, maioritariamente, devida à perda de bases arrastadas por águas de infiltração,

enquanto a alcalinidade do solo representa um elevado grau de saturação do complexo de troca, devido à ausência de arrastamento de bases por águas de infiltração (Costa, 2004).

A acidez ativa é definida pela concentração dos iões H^+ livres existentes na solução do solo, esta é a acidez coincidente com o conceito de pH do solo. Portanto, o pH do solo exprime a sua acidez ativa, sendo que segundo a escala de Prato Longo pode ser categorizado nos seguintes intervalos (Costa, 2004):

Quadro 9 - Escala de Prato Longo (retirado de Varennes, 2003)

pH do solo	Designação
4,5 ou menor	Hiperácido
4,6 a 5,5	Ácido
5,6 a 6,5	Subácido
6,6 a 7,5	Neutro
7,6 a 8,5	Subalcalino
8,6 a 9,5	Alcalino
9,6 ou maior	Hiperálcalino

Por outro lado, a acidez potencial define-se pela quantidade de hidrogeniões acídicos que se encontram adsorvidos e imobilizados nas estruturas dos constituintes do solo e que, em certas condições, podem entrar em solução tornando-se assim ativos (Madeira, 2011).

Apesar das limitações da determinação do pH, o seu conhecimento reveste-se de grande importância sob os pontos de vista pedológico e agronómico. Do ponto de vista agronómico o conhecimento do valor de pH do solo é importante, uma vez que este influencia a disponibilidade de nutrientes para as culturas. Assim, por exemplo, sabe-se que solos com pH muito baixo (inferiores a 4,5) não são favoráveis à nutrição e ao desenvolvimento das plantas por uma ou mais das seguintes razões (Costa, 2004):

- Baixos teores de azoto e enxofre, devido às deficientes condições de transformação da matéria orgânica.
- Fraca assimilabilidade de fósforo, na sua maior parte precipitado como fosfato de ferro e de alumínio.
- Deficiência acentuada de potássio, cálcio e magnésio, por serem solos muito lixiviados, logo o seu grau de saturação em bases é muito baixo.
- Falta de alguns micronutrientes, nomeadamente molibdénio que é bastante insolúvel em tais condições de pH.
- Excesso de alumínio e de ferro, apresentando níveis que podem originar toxicidade.

Para valores elevados de pH (superiores a 7,5), as condições do solo também não são favoráveis para a nutrição e o desenvolvimento da generalidade das plantas. Para esta gama de pH existe abundância de cálcio assimilável e boas condições de nitrificação, mas a disponibilidade de alguns micronutrientes é baixa, caso do zinco, manganês, cobre e ferro. Por outro lado, a disponibilidade de molibdénio para este valor de pH é muito elevada (Costa, 2004). A Figura 13 ilustra as interações do pH sobre os vários elementos presentes no solo, ajudando a visualizar com mais clareza tudo o que foi dito anteriormente, sendo que o pH dos solos das hortas analisadas se encontra dentro do intervalo representado na figura.

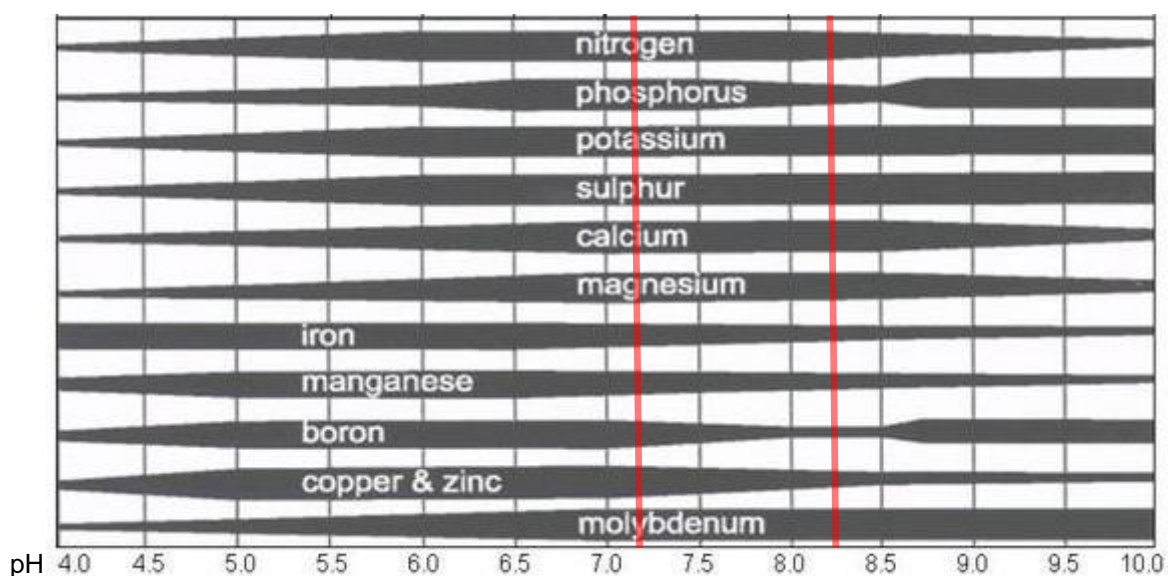


Figura 13 - Biodisponibilidade de alguns elementos em função do pH do solo (adaptado de Anónimo, 2012)

De acordo com a escala de Pratolongo apresentada anteriormente, conclui-se através da análise da Figura 14 que o solo do CHPL apresenta uma reação neutra, enquanto os restantes apresentam reação subalcalina. Em relação à disponibilidade dos micronutrientes para as plantas, observa-se que no geral os elementos apresentam uma boa disponibilidade nos solos para as mesmas, com exceção do cobre, do zinco, do fósforo e do boro na CRIL, no PHG e no LNEC, sendo a disponibilidade de boro a mais baixa dos referidos elementos. Por outro lado, em relação aos metais pesados a sua disponibilidade é tanto menor quanto maior for o pH, portanto a gama de pH encontrada para os solos das hortas urbanas é desfavorável para a disponibilidade de metais, o que representa um fator positivo.

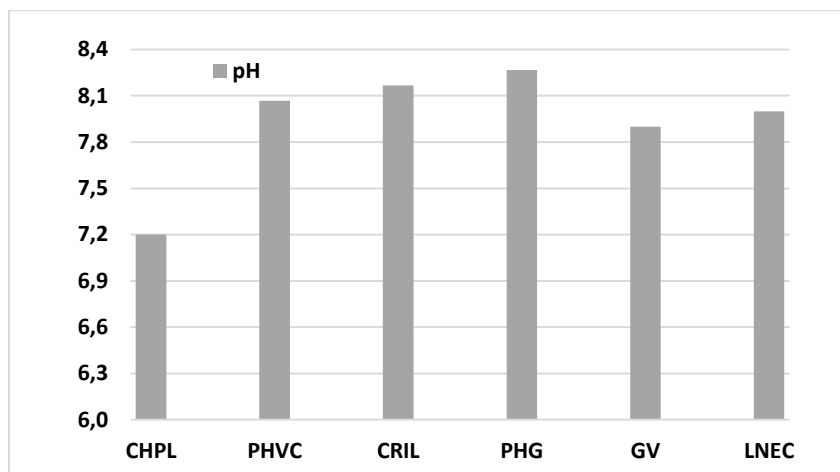


Figura 14 - pH do solo

5.2.3. Carbonatos

O teor de carbonatos existentes num solo é designado por calcário total, podendo este ser classificado desde não calcário até fortemente calcário.

Quadro 10 - Classificação do solo consoante o teor em calcário total (Retirado de Varennes, 2003)

Calcário total (g CaCO ₃ kg ⁻¹ solo)	Classificação
≤ 20	Não calcário
21 – 150	Pouco calcário
151 – 250	Medianamente calcário
251 – 450	Calcário
> 450	Fortemente calcário

De acordo com o seu teor em carbonatos (Figura 15) os solos do CHPL e do PHG são classificados como não calcários (10,8 g CaCO₃ kg⁻¹ e 17,5 g CaCO₃ kg⁻¹, respetivamente). Os solos do PHVC, da GV e da CRIL são pouco calcários (23,9, 44,7 e 107,5 g CaCO₃ kg⁻¹, respetivamente). A existência de carbonatos no solo diminui a biodisponibilidade de metais pesados devido às ligações efetuadas entre ambos.

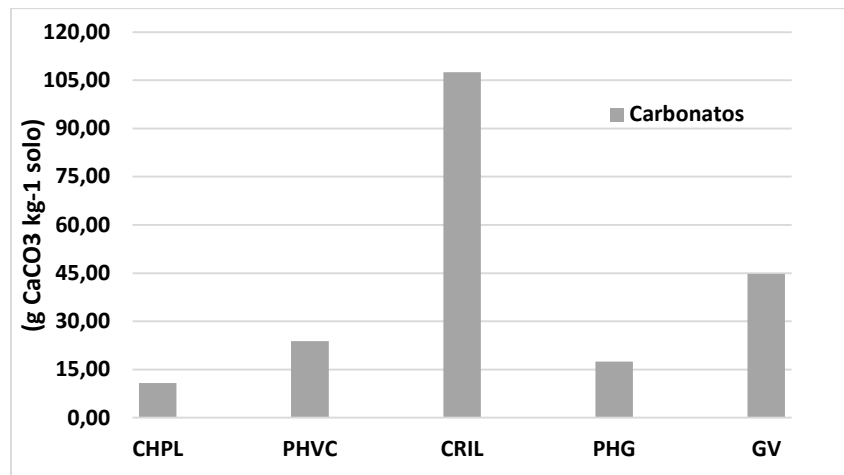


Figura 15 - Teor de carbonatos

5.2.4. Capacidade de troca catiónica

A capacidade de troca catiónica (CTC) de um solo é uma medida que representa a totalidade de cargas positivas, dos catiões, que um solo pode adsorver e trocar a determinado pH (Varenes, 2003).

Esta medida relaciona-se não só com a textura do solo, mas também com o tipo de argila existente, a quantidade de matéria orgânica e com o pH do solo. A troca catiónica, processo que designa a troca entre os catiões adsorvidos à superfície dos coloides e os existentes na solução do solo, tem um significado elevado, uma vez que influencia a quantidade de nutrientes disponíveis para as plantas e a sua retenção no solo. Os nutrientes catiões aplicados ao solo ficarão em parte adsorvidos, o que impede que sejam facilmente perdidos por lixiviação. Por sua vez, as plantas absorvem os nutrientes presentes na solução do solo, mas simultaneamente as raízes lançam protões na rizosfera que trocam os catiões adsorvidos, tornando-os disponíveis para as raízes (Varenes, 2003).

Os catiões de troca que normalmente existem no solo são Ca^{2+} , Mg^{2+} , K^+ , Na^+ , H^+ e Al^{3+} , sendo possível quantificá-los individualmente exprimindo os valores, geralmente, em centimoles de carga por quilograma de terra fina (cmol (+) kg^{-1}) (Madeira, 2011). Os primeiros quatro catiões correspondem às bases de troca, enquanto os últimos dois correspondem à acidez de troca.

A CTC do solo e as quantidades individuais das bases de troca podem ser classificadas de forma qualitativa numa gama de Muito baixa a Muito alta, conforme se pode consultar no Quadro 11.

Quadro 11 - Classificação da capacidade de troca catiónica e das bases de troca (adaptado de Varennes, 2003)

Classificação	CTC	Bases de troca (cmol (+) kg ⁻¹)			
	(cmol (+) kg ⁻¹)	Ca ²⁺	Mg ²⁺	K ⁺	Na ⁺
Muito baixa	<5,0	<2,0	<0,5	<0,1	<0,1
Baixa	5,0-10,0	2,0-5,0	0,5-1,0	0,1-0,25	0,1-0,25
Média	10,1-20,0	5,1-10,0	1,1-2,5	0,26-0,50	0,26-0,50
Alta	20,1-40,0	10,1-20,0	2,6-5,0	0,51-1,0	0,51-1,0
Muito alta	>40,0	>20,0	>5,0	>1,0	>1,0

A Figura 16 apresenta o teor de catiões de troca nos solos das hortas urbanas. A acidez de troca apresenta valores vestigiais, o que se relaciona com a reação do solo neutra a ligeiramente alcalina. Assim sendo, a capacidade de troca catiónica do solo é igual à soma das bases de troca.

A CTC dos solos analisados caracteriza-se como média nos solos do CHPL (17,2 cmol kg⁻¹), alta nos solos do PHG (20,7 cmol kg⁻¹), GV (22,7 cmol kg⁻¹) e PHVC (25,6 cmol kg⁻¹) e muito alta nos solos da horta da CRIL (45,7 cmol kg⁻¹). Do ponto de vista agronómico a fertilidade dos solos do PHG, do PHVC, da GV e da CRIL é influenciada muito positivamente por estes valores de CTC pois é grande o índice de estabilidade, ou seja as plantas encontram na solução do solo de forma mais constante os nutrientes que vão sendo libertados do complexo de troca catiónica ou aplicados na forma de fertilizantes. O grau de saturação em potássio e em cálcio é, no geral, médio a alto para todos os solos com exceção dos solos do PHC e da CRIL onde o teor de cálcio é muito alto. O grau de saturação em magnésio é, em geral, baixo a médio em todas as hortas com exceção na CRIL onde o teor em magnésio é muito alto. Este resultado indica que nas hortas do CHPL e no PHC poderá ocorrer, a curto prazo, uma carência de magnésio nas culturas.

Do ponto de vista ambiental, uma vez que a maioria das hortas apresentam uma alta capacidade de troca catiónica, o potencial de lixiviação é reduzido, a biodisponibilidade dos metais pesados também é reduzida e o poder tampão do solo aumenta.

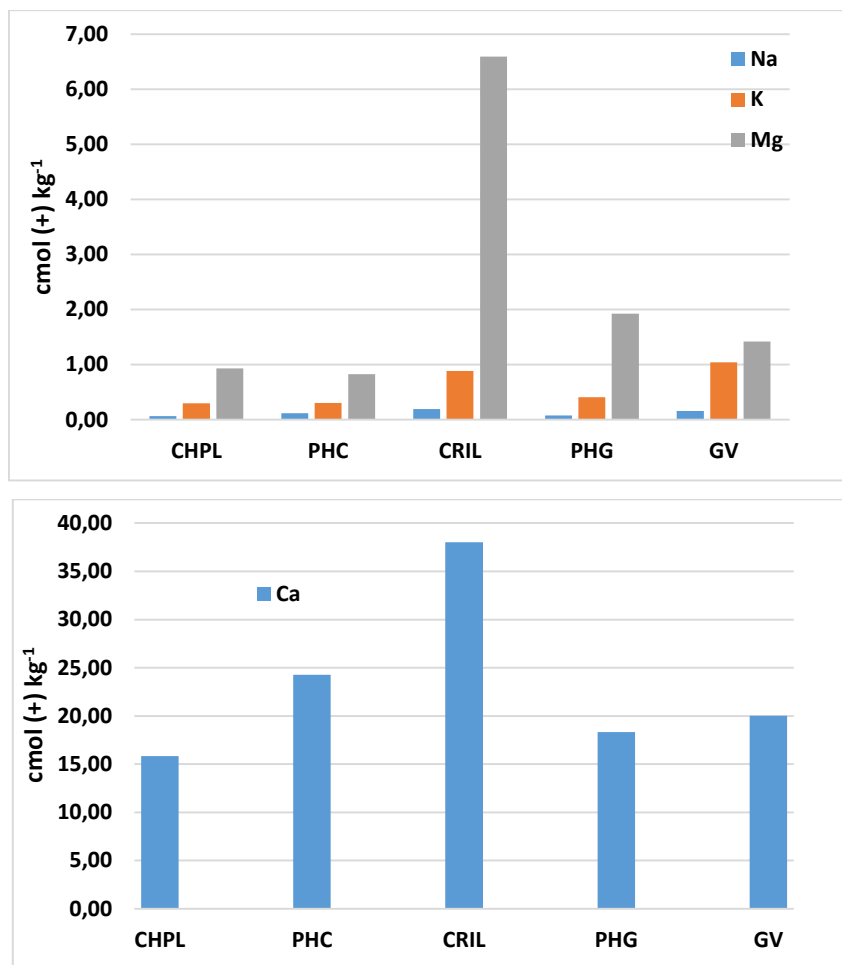


Figura 16 - Teor de bases de troca no complexo de troca do solo

5.3. Concentração de Metais Pesados nos Solos

Após a caracterização do solo do ponto de vista físico e químico e de todos os fatores que possam influenciar a concentração de metais nos solos estarem também caracterizados, é agora essencial analisar a concentração de vários metais pesados nos solos das seis hortas urbanas em estudo. Para análise mais detalhada, escolheram-se sete elementos atendendo à existência de valores limite na legislação portuguesa e a se a concentração de determinado elemento ultrapassava essa legislação ou não. Nos casos em que não existia valor limite na legislação portuguesa utilizou-se a legislação canadiana. Os metais escolhidos foram o bário, o chumbo, o cobre, o crómio, o níquel, o vanádio e o zinco. No Anexo IX apresentam-se os resultados dos restantes elementos, sendo que as três amostras de cada local estão designadas com a sigla da horta em questão mais um número (“1”, “2” ou “3”), consoante a ordem pela qual foram recolhidas. Isto não se aplica às amostras do LNEC, estas estão designadas com a sigla da horta mais as iniciais dos hortelões do talhão analisado.

Por forma a facilitar a visualização da variação das concentrações de metais pesados entre as várias hortas, foram elaboradas figuras, utilizando o *software* ArcGis, nas quais se

apresentam as localizações das hortas e as concentrações de determinado elemento nas amostras recolhidas (ou seja existem três valores de concentração por horta). Assim, para os elementos definidos no Quadro 1, as respetivas figuras mostram na legenda: (1) a verde, as concentrações abaixo do respetivo valor limite definido para $5 \leq \text{pH} < 6$; (2) a amarelo as concentrações para solos com $6 \leq \text{pH} < 7$; (3) a vermelho os valores acima do limite de concentração para os solos com $\text{pH} \geq 7$. Nos casos em que não há valores definidos na legislação portuguesa, apenas se utilizou duas escalas: verde para concentrações abaixo do limite definido na legislação do Canadá e vermelho para valores acima deste

A análise do Anexo IX permite concluir que a concentração de cádmio (Cd), mercúrio (Hg) e antimónio (Sb) se encontra abaixo dos limites de deteção do equipamento para todos os locais.

As concentrações de arsénio (As) e de cobalto (Co) encontram-se praticamente abaixo dos limites de deteção para todos os locais. No caso do As o único local que apresentou concentrações deste elemento foi o LNEC, mas apenas numa parcela (“MJH LNEC”). O valor obtido para esta parcela foi de $18,1 \text{ mg kg}^{-1}$, sendo que esta concentração ultrapassa o valor limite tabelado na legislação do Canadá ($11,0 \text{ mg kg}^{-1}$). Assim, surge um caso pontual acima do valor limite numa das parcelas do LNEC, cuja origem poderá estar ligada aos fertilizantes utilizados, uma vez que toda a área está sujeita às mesmas pressões atmosféricas. Para o caso do Co, os locais que apresentam concentrações acima do limite de deteção são o Parque Hortícola da Quinta da Granja, apenas numa parcela, e as hortas espontâneas da CRIL, também apenas numa parcela. O valor limite legislado para a concentração de cobalto nos solos, através da legislação do Canadá, é $22,0 \text{ mg kg}^{-1}$. Desta forma, ambos os locais apresentam um caso pontual acima do valor limite de cobalto, uma vez que no PHG e na CRIL os valores de concentração são $91,0 \text{ mg kg}^{-1}$ e $210,4 \text{ mg kg}^{-1}$, respetivamente. De notar que o valor para o PHG necessita de confirmação, uma vez que as análises foram efetuadas em triplicado e duas das três medições apresentaram valores abaixo do limite de deteção.

Através da análise do Anexo IX é também possível verificar-se que as concentrações de alumínio (Al) e de Ferro (Fe) são bastante mais elevadas que as restantes, numa ordem de grandeza mil vezes superior. Estes valores não são de surpreender, visto que estes são os dois elementos mais abundantes na litosfera (em primeiro o alumínio e em segundo o ferro) (Perk, 2006). O ferro é um elemento com elevada importância para a mobilidade dos metais pesados, através da associação destes aos óxidos e hidróxidos de ferro. A concentração de alumínio nos solos das hortas varia entre $11,8$ e $32,4 \text{ g kg}^{-1}$, sendo que o valor mais baixo se encontra no CHPL e o mais elevado na CRIL. No caso do Fe a horta que demonstra maior teor neste elemento é a CRIL, apresentando uma média de $88,1 \text{ g kg}^{-1}$. Portanto, apenas na perspetiva dos óxidos e hidróxidos de ferro, a CRIL é o local que apresenta maior capacidade

para adsorver os metais, tornando-os menos disponíveis no solo. Nos restantes locais a variabilidade não é muito elevada, a concentração de Fe varia entre 10,1 g kg⁻¹ no LNEC e 23,48 g kg⁻¹ no PHG.

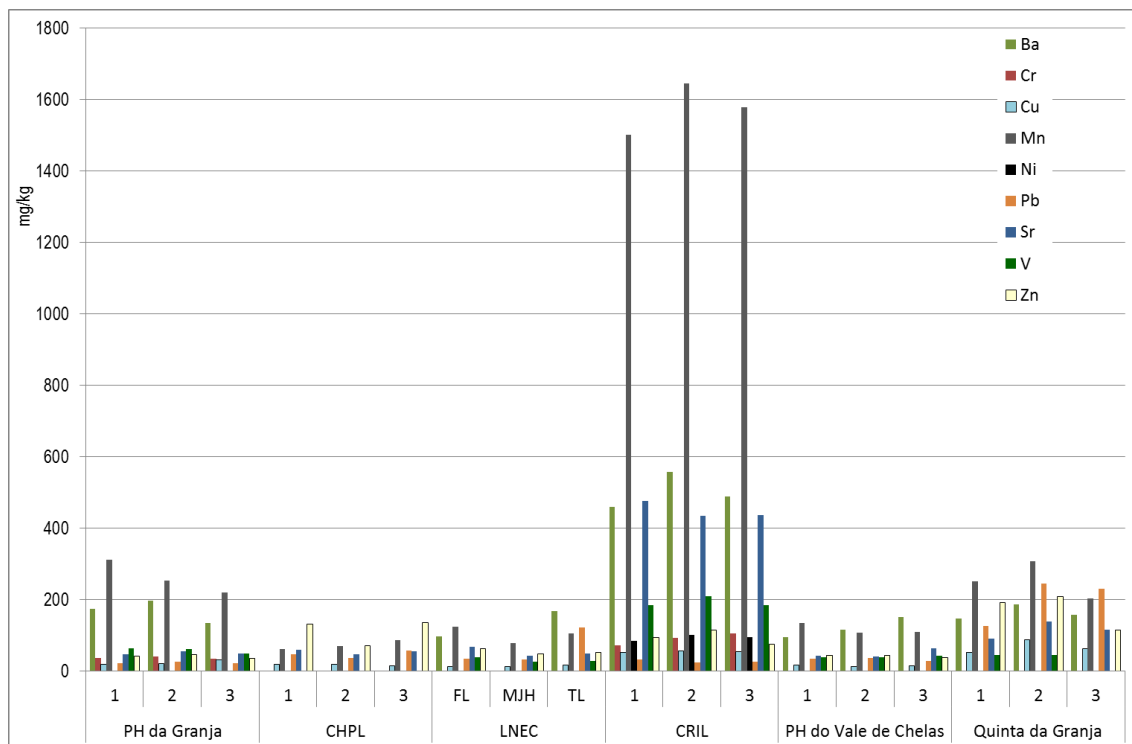


Figura 17 - Concentração em metais pesados nos solos das seis hortas urbanas estudadas

A Figura 17 apresenta uma síntese dos resultados obtidos para um conjunto selecionado de metais pesados, sendo possível observar o seguinte:

- As amostras de solos da CRIL apresentam concentrações mais elevadas para a maioria dos elementos analisados: bário (Ba), crómio (Cr), manganês (Mn), níquel (Ni), estrôncio (Sr) e vanádio (V).
- São exceção ao ponto anterior as concentrações de zinco (Zn) e chumbo (Pb), cujos valores mais elevados são encontrados na Granja Velha (Quinta da Granja).
- No seio de cada horta, salvo algumas exceções, as concentrações em metais pesados são semelhantes, dentro da natural heterogeneidade esperada. Algumas dessas exceções já foram abordadas anteriormente, outras serão abordadas mais adiante.

5.3.1. Bário (Ba)

A Figura 18 apresenta uma projeção dos resultados obtidos para a concentração de bário nos solos analisados. O Ba é um elemento que não é referido no Decreto-Lei 103/2015, pelo que se usou o valor referência da legislação do Canadá para uso agrícola, correspondente a 390 mg kg⁻¹. A concentração em Ba é superior a 100 mg kg⁻¹ na maioria dos solos analisados, não se tendo obtido valores para o CHPL porque o teor de bário nos solos deste local se encontrava abaixo do limite de deteção do equipamento. Somente as hortas da CRIL apresentam concentrações superiores ao valor limite em todas as amostras de solo, sendo o valor médio mais baixo 458,9 mg kg⁻¹ na amostra “CRIL1” e o mais elevado 558,6 mg kg⁻¹ na amostra “CRIL2”. A presença de Ba pode ter origem natural, visto que as rochas basálticas apresentam concentrações neste elemento de cerca de 330 mg kg⁻¹. Apesar das elevadas concentrações encontradas neste local, o Ba é um elemento facilmente precipitável quando é libertado por meteorização da rocha-mãe e, portanto, pouco móvel no solo, não estando disponível para as plantas.

5.3.2. Chumbo (Pb)

A Figura 19 apresenta uma projeção dos resultados obtidos para a concentração de chumbo nos solos analisados. O valor limite (100 mg kg⁻¹), indicado no Decreto-Lei 103/2015, para solos com pH ≥ 7,0 foi excedido em quatro dos dezoito solos analisados. Os restantes solos

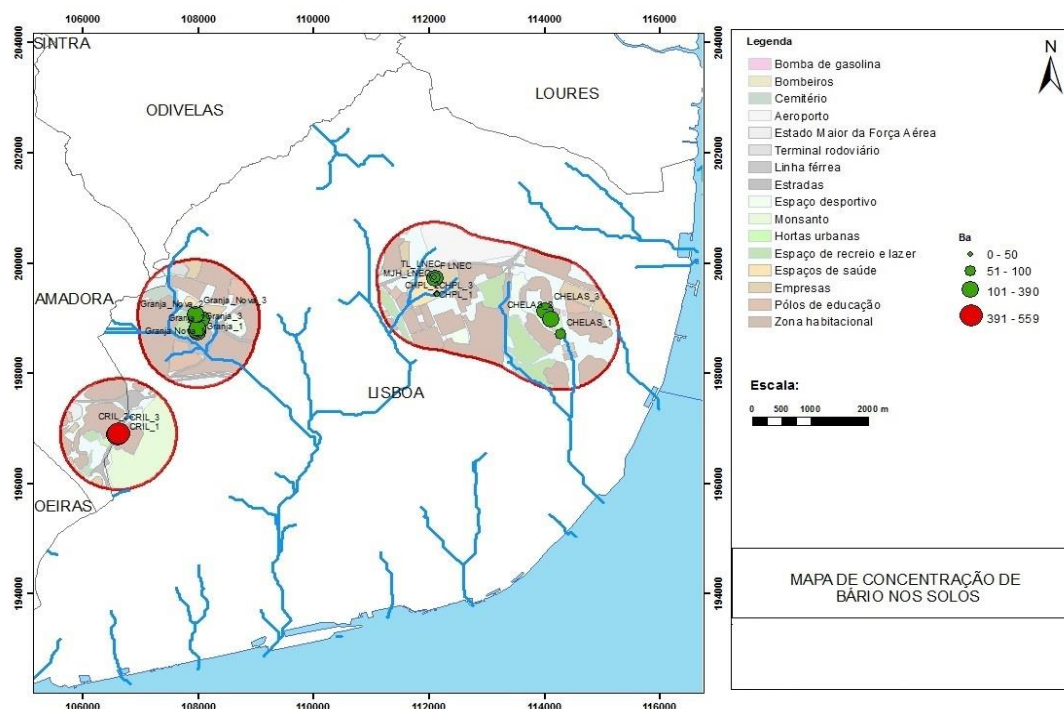


Figura 18 - Mapa de concentração de bário nos solos

apresentam teores de Pb inferiores a 50 mg kg^{-1} , com exceção de uma das amostras do CHPL que apresenta um valor médio de $58,5 \text{ mg kg}^{-1}$.

Como é verificável na Figura 19, as hortas da Granja Velha apresentam concentrações superiores às permitidas por lei, maioritariamente os valores medidos são mais do dobro do valor limite. A agricultura é praticada neste local há largos anos, colocando esta horta no lugar mais antigo em estudo. O solo, com o passar dos anos, foi sujeito a vários tipos de pressões, sendo provável que a explicação para as elevadas concentrações neste local esteja relacionada com esse facto. De facto, este local sempre foi sujeito a práticas culturais, portanto o solo que se encontra hoje em dia nesta horta é praticamente o mesmo que se poderia encontrar há vários anos atrás. Pelo que, este foi sujeito a uma das principais fontes de contaminação dos solos com Pb, decorrente do uso da gasolina aditivada com chumbo. A presença deste elemento na Granja Velha poderá estar, assim, relacionada com a poluição das estradas envolventes. Esta análise é corroborada pela presença de zinco e de cobre nos solos deste local, sendo os outros dois elementos mais ligados a este tipo de poluição. No entanto, esta possível causa necessita de mais fundamentação, essencialmente devido à grande discrepância de valores entre as hortas da Granja Velha e as do Parque Hortícola da Quinta da Granja que, do ponto de vista de emissões antropogénicas, estão dentro da mesma área de influência, embora nesta última o solo tenha sido remobilizado aquando da preparação do local para a instalação do Parque Hortícola.

Nas hortas do LNEC verificou-se também que uma das parcelas ("TL LNEC") apresentou um valor de concentração em Pb superior ao legislado, estando as restantes duas parcelas abaixo do valor limite. Julga-se que a explicação para esta diferença de valores seja devido à aplicação de estrume de cavalo nesta parcela, uma vez que é o único fator que varia para as outras parcelas. Uma vez que o teor em argila nos solos das hortas do LNEC é muito baixo (3,4%), a disponibilidade de Pb nesta parcela é potencialmente elevada. As plantas hiperacumuladoras apresentam a capacidade de acumular chumbo nos seus tecidos, sendo um dos exemplos para uma planta hiperacumuladora a alface. A disponibilidade potencialmente elevada de chumbo é um pouco preocupante, visto que a cultura que estava instalada nesta parcela era alface. Portanto, a análise química desta espécie vegetal nesta parcela é importante, por forma a evitar casos de toxicidade para o consumidor.

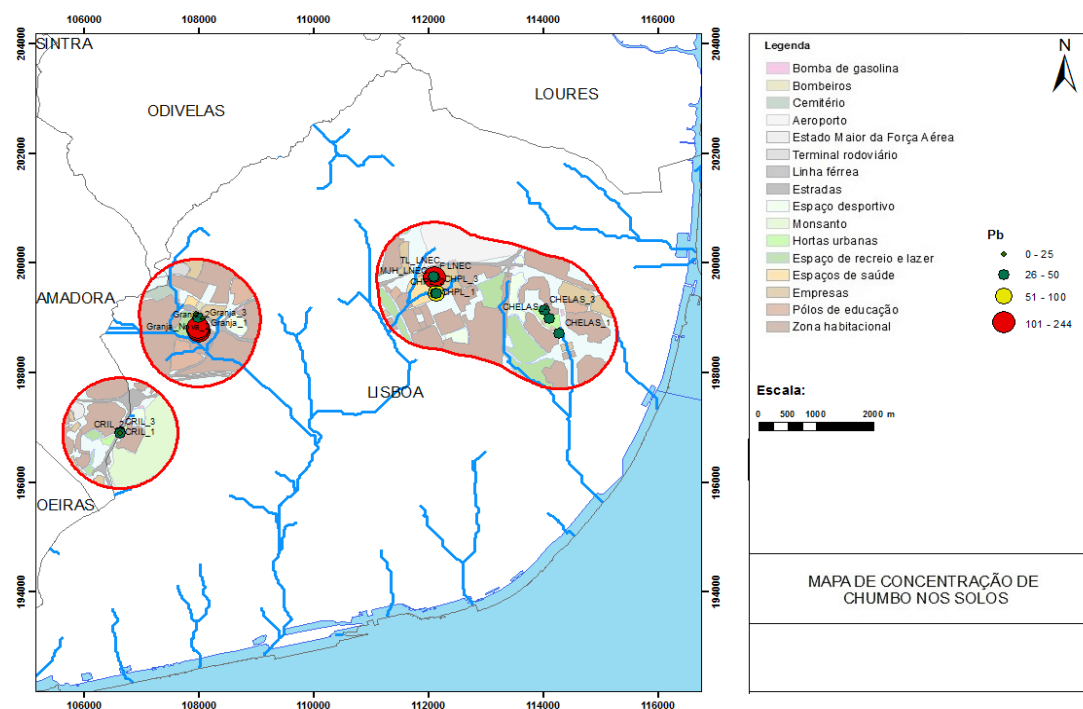


Figura 19 - Mapa de concentração de chumbo nos solos

5.3.3. Cobre (Cu)

A Figura 20 apresenta uma projeção dos resultados obtidos para a concentração de cobre nos solos analisados. Em nenhum solo foi ultrapassado o valor limite (100 mg kg^{-1}) indicado no Decreto-Lei 103/2015 para solos com $\text{pH} \geq 7,0$, que corresponde a todos os solos analisados.

Os valores mais elevados ($> 50 \text{ mg kg}^{-1}$) observam-se na Granja Velha e na CRIL, nos restantes locais a concentração em Cu é sempre inferior a 32 mg kg^{-1} . O cobre é um metal que pode ter origens antropogénicas através da aplicação de fungicidas ou da aplicação de efluentes suínicos, podendo também ter origens naturais resultantes do tipo de solo. Para o caso dos solos da CRIL, uma das razões mais plausíveis para os teores de Cu encontrados, advém do facto destas hortas se localizarem numa área de basaltos, uma vez que este tipo de rochas apresenta um teor médio de 90 mg kg^{-1} (Alloway, 2013). Em ambos os locais a disponibilidade de Cu para as plantas não é muito elevada. Para as hortas da Granja Velha, o teor em matéria orgânica e a capacidade de troca catiónica são elevados, o que diminui a disponibilidade deste metal. No caso das hortas da CRIL, apesar do teor de matéria orgânica ser baixo, a capacidade de troca catiónica é muito elevada e o pH do solo situa-se numa zona onde a solubilidade é mais reduzida.

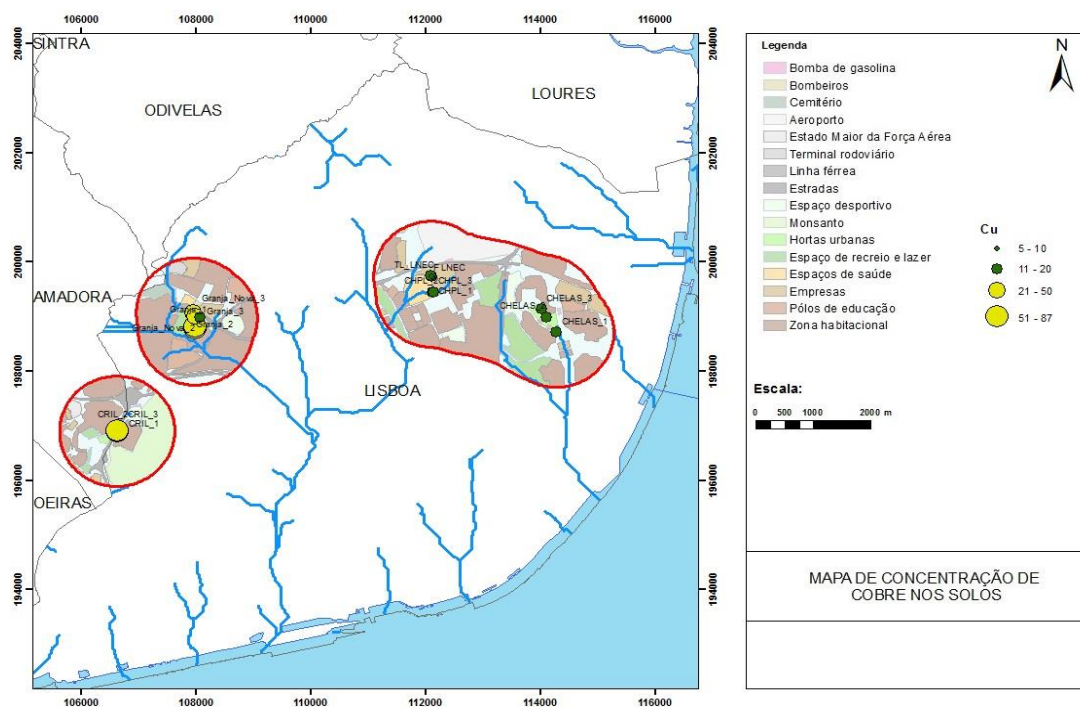


Figura 20 - Mapa de concentração de cobre nos solos

5.3.4. Crómio (Cr)

A Figura 21 apresenta uma projeção dos resultados obtidos para a concentração de crómio nos solos analisados. Apenas numa amostra de solo (“CRIL3”) foi ultrapassado o valor limite indicado no Decreto-Lei 103/2015 para solos com pH $\geq 7,0$. A amostra de solo apresentou uma concentração de $105,0 \text{ mg kg}^{-1}$, enquanto o limite legislado é de 100 mg kg^{-1} , não sendo deste modo um caso de contaminação muito grave.

Através da análise do Anexo IX observa-se que todos os locais apresentaram concentrações abaixo do limite de deteção, com exceção do Parque Hortícola da Quinta da Granja que apresentou teores de Cr de $36,6$, $40,5$ e $35,4 \text{ mg kg}^{-1}$, respetivamente para as amostras “PHG1”, “PHG2” e “PHG3”. Os solos das hortas da CRIL provêm do Complexo Vulcânico de Lisboa, portanto de rochas basálticas. Estas rochas apresentam um teor médio de Cr de 250 mg kg^{-1} (Alloway, 2013), portanto um dos motivos para a presença de crómio nos solos deste local, é a presença natural deste elemento derivado das reações de pedogénese.

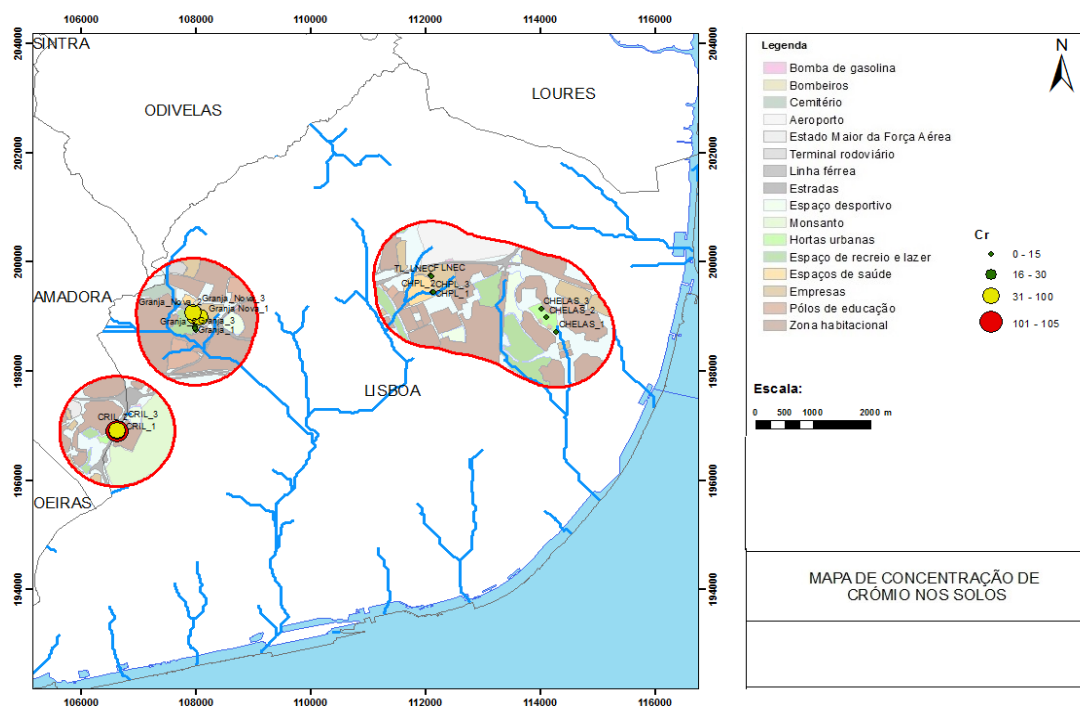


Figura 21 - Mapa de concentração de crómio nos solos

5.3.5. Níquel (Ni)

A Figura 22 apresenta uma projeção dos resultados obtidos para a concentração de níquel nos solos analisados. O único local com valores acima do limite de deteção foi a CRIL, com valores entre 84,3 e 101,1 mg kg⁻¹. Segundo o Decreto-Lei n.º 103/2015, o valor limite para este elemento nos solos com pH ≥ 7,0 é 70 mg kg⁻¹. Portanto todas as amostras da CRIL apresentaram valores superiores ao legislado.

A origem do Ni neste local poderá estar, uma vez mais, associada à origem do solo na área envolvente da CRIL localizada numa zona de basaltos. De facto, no Quadro 5 os valores referidos para os solos com rocha-mãe basáltica situam-se em torno dos 130 mg kg⁻¹, enquanto para os outros tipos de rocha-mãe os valores são muito mais baixos o que reflete as concentrações abaixo do limite de deteção do equipamento.

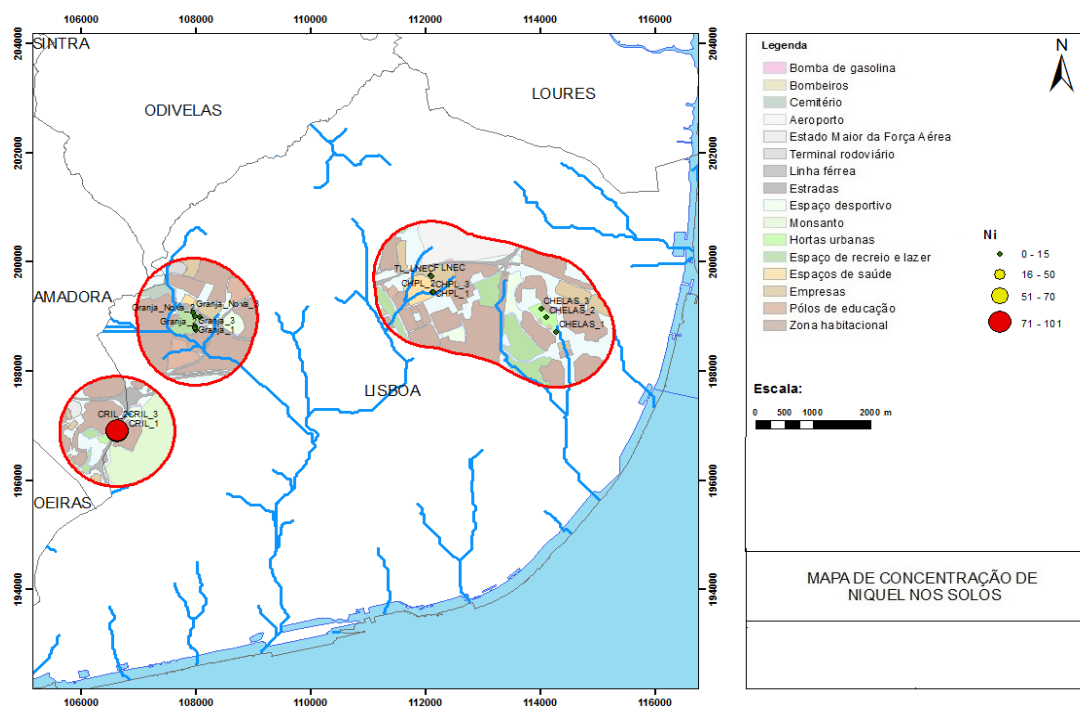


Figura 22 - Mapa de concentração de níquel nos solos

5.3.6. Vanádio (V)

A Figura 23 apresenta uma projeção dos resultados obtidos para a concentração de vanádio nos solos analisados. O vanádio é um elemento que não é referido no Decreto-Lei 103/2015, pelo que se usou o valor de referência, de 86 mg kg^{-1} , referido na legislação Canadiana para uso agrícola. Este valor foi ultrapassado em todas as amostras de solo da CRIL, sendo muito equivalente em todos os restantes locais analisados. De referir que no CHPL os níveis de V nos solos se encontravam abaixo do limite de deteção.

Uma vez mais a CRIL é a única que apresenta os valores mais elevados para um determinado elemento, curiosamente o vanádio é também um dos elementos que faz parte da constituição das rochas basálticas, apresentando um teor médio de 260 mg kg^{-1} . Assim sendo, julga-se que a principal origem deste elemento seja através da meteorização da rocha-mãe. Todos os valores, tanto para o V como para os anteriores elementos, necessitam de confirmação através de análises à deposição atmosférica, com o objetivo de verificar se as concentrações encontradas não estão relacionadas também com a proximidade ao eixo rodoviário da CRIL.

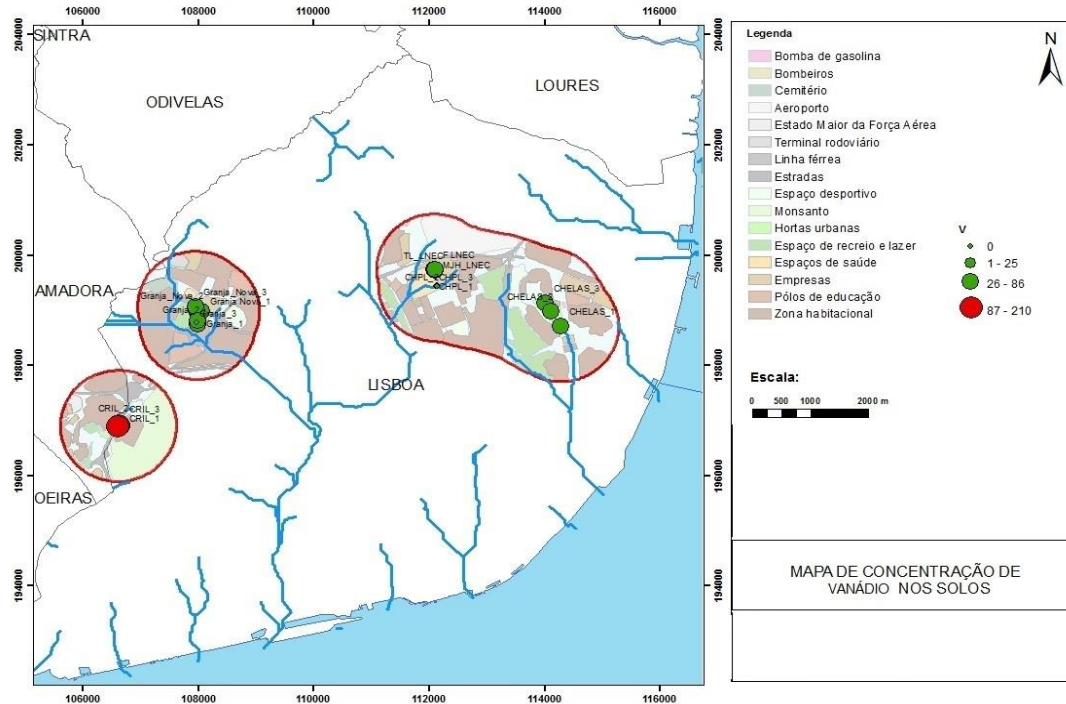


Figura 23 - Mapa de concentração de vanádio nos solos

5.3.7. Zinco (Zn)

A Figura 24 apresenta uma projeção dos resultados obtidos para a concentração de zinco nos solos analisados. Apenas numa das parcelas da Granja Velha foi ultrapassado o valor limite (200 mg kg^{-1}) indicado no Decreto-Lei 103/2015 para solos com $\text{pH} \geq 7,0$. Nos restantes locais as concentrações medidas são no geral superiores a 60 mg kg^{-1} , com exceção do PHVC e do PHG onde as concentrações medidas são sempre inferiores a 45 mg kg^{-1} .

Segundo Varennes (2003), os valores mais elevados de zinco nos solos dizem respeito a solos de textura fina e ricos em matéria orgânica. De facto, os solos das hortas da GV são os que apresentam maior teor em argilas (21,9%) e apresentando também um teor elevado de matéria orgânica (4,3%). Portanto, as concentrações elevadas de Zn nestes solos estão relacionadas com as suas propriedades físicas e químicas. Um outro motivo que pode influenciar os teores de Zn nestes solos é a poluição rodoviária, motivo este corroborado pelas concentrações de Pb e de Cr encontradas, uma vez que este elemento é utilizado como aditivo de lubrificantes e é emitido pelo desgaste de pneus e travões dos veículos (Sétra, 2005).

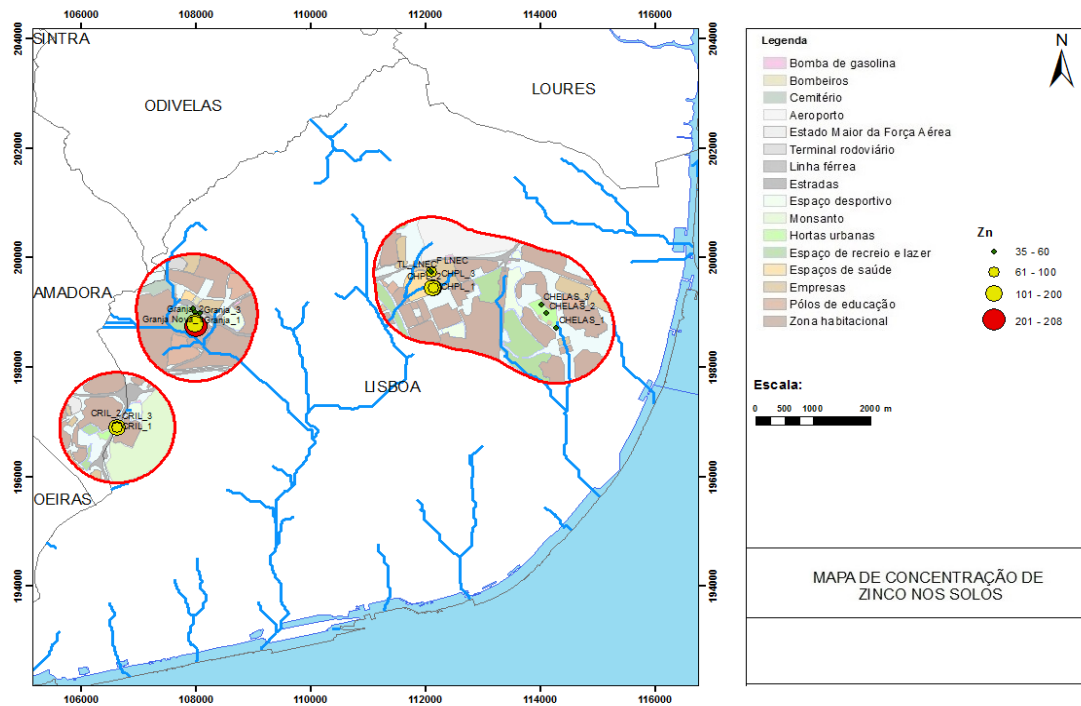


Figura 24 - Mapa de concentração de zinco nos solos

Capítulo 6 - Conclusão

A presença de metais pesados no ambiente constitui um dos principais problemas de contaminação ambiental, pelo facto de os metais libertados para o ambiente contaminarem o solo e, conseqüentemente, poderem entrar na cadeia alimentar através das plantas, causando efeitos tóxicos a curto e a longo prazo, tanto nos animais como no Homem.

Importa salientar que os teores destes elementos no ambiente têm aumentado ao longo dos anos, através do rápido crescimento da população mundial e da sua procura por prosperidade material. Estes fatores originaram uma assinalável expansão tanto nas produções industriais como agrícolas, nas últimas décadas, conduzindo-nos a um padrão de vida insustentável decorrente não só do consumo energético associado, mas também da geração de grandes quantidades de resíduos que estão a criar enormes pressões ao ambiente, levando a mudanças na composição da atmosfera, do solo, dos recursos de água doce e dos oceanos. Por sua vez, estas mudanças levam à destabilização dos ecossistemas naturais e à deterioração da qualidade ambiental (Perk, 2006).

No sentido de alterar a rota catastrófica que todos nós, de certa forma, estamos a dar à Terra, os governos decidiram criar políticas mais verdes e atuar sobre muitos problemas de poluição que os seus países apresentavam. Assim e, como foi visto, atualmente muitas cidades já adotaram a postura de serem ambientalmente sustentáveis. Uma das formas de criar sustentabilidade passa pela fomentação da agricultura em espaços urbanos sob a forma de hortas urbanas. Estes espaços apresentam diversos benefícios para os cidadãos e para a cidade do ponto de vista ecológico. É imprescindível que tenhamos sempre em mente que estes espaços de agricultura são “urbanos”, o que significa que se encontram dentro das fronteiras de uma cidade. Assim, estão expostos a todo o tipo de poluentes, principalmente a metais pesados, podendo colocar em risco diretamente as funções do solo, ou, por outro lado, afetando indiretamente os seres vivos pela bioacumulação ao longo da cadeia trófica (Romic e Romic, 2003).

No contexto do exposto, surgiu a necessidade de avaliar as concentrações em metais pesados nos solos sujeitos a agricultura urbana da cidade de Lisboa, nomeadamente em espaços geridos pela CML ou que irão futuramente ser geridos por esta entidade. Assim sendo, foram analisadas cinco hortas urbanas e uma horta espontânea junto a um eixo rodoviário com elevada intensidade de tráfego.

Segundo os resultados obtidos para as concentrações de metais pesados conclui-se que, em geral, todos os Parques Hortícolas e as hortas do LNEC e do CHPL são os que apresentam os menores problemas no que concerne aos metais pesados. Não obstante, salienta-se o caso pontual de valores acima do limite legislado para o chumbo e para o arsénio, ambos

apenas numa parcela de um dos solos do LNEC. Estas parcelas foram sujeitas a novas amostragens por forma a se verificar se os teores nestes elementos ainda se mantêm. Foi, ainda, feita uma análise da deposição húmida para confirmar se a origem é por contaminação atmosférica e uma análise do estrume para analisar se a origem está no método de fertilização. Destaca-se ainda, o caso pontual acima do valor limite para o Co apenas numa parcela do Parque Hortícola da Quinta da Granja.

As hortas da Granja Velha apresentaram dois casos acima do valor limite, um em zinco e outro em chumbo. Uma das possíveis causas destes teores é a poluição rodoviária, uma vez que estes elementos, em conjunto com o elevado teor de cobre, estão muito ligados a este tipo de poluição. Segundo Pinto (2007) os solos junto a estradas apresentam concentrações mais elevadas destes elementos do que os mais afastados. O zinco é um constituinte dos lubrificantes, do desgaste do pavimento e dos travões, o chumbo é um constituinte da gasolina (ainda que a quantidade existente como aditivo na gasolina seja residual) e o cobre é um constituinte dos travões dos veículos.

Por último, as hortas espontâneas da CRIL são as que apresentam o maior número de casos acima do valor limite (Cr, Ni, V, Ba e Co). No entanto, apesar dos valores de concentração estarem acima do valor limite legislado, pensa-se que a explicação para estes elevados teores esteja relacionada com o tipo de rocha que formou os solos desta zona. A área das hortas da CRIL é basáltica, sendo que os elementos que ultrapassaram os limites legislados são praticamente os mais abundantes nestas rochas (com exceção do cobalto), apenas o manganês é mais abundante que estes elementos (Quadro 5). Por outro lado, uma vez que estas hortas se encontram junto à CRIL a poluição rodoviária poderá também ser uma explicação plausível para os resultados encontrados. No entanto, existe uma barreira acústica entre o eixo rodoviário e as hortas o que impede a deposição direta dos contaminantes nos solos. Desta forma seria de extrema importância analisar a deposição atmosférica neste local para avaliar se esta fonte de contaminação dos solos não é um *input* para os mesmos.

Atendendo a, todo o trabalho de análise efetuado e aos resultados encontrados conclui-se, de forma genérica, que é necessário haver uma reflexão dos locais da cidade de Lisboa e de outras cidades portuguesas e mundiais onde é aceitável a instalação de hortas urbanas. Contudo, é naturalmente essencial que se tenham em conta diversos fatores para o bom funcionamento destes locais, sendo deste modo, aconselhado efetuar-se uma avaliação ambiental do local, antes da instalação dos Parques Hortícolas, de forma a se identificarem os problemas de contaminação e de poluição urbana que possam afetar os utilizadores das hortas.

Referências bibliográficas

- Abrahams, P. W. 2002. Soils: their implication to human health. *Science of the Total Environment*, 291, 1-32.
- Adriano, D. C. 2001. *Trace elements in terrestrial environments: biogeochemistry, bioavailability and risks of metals* (2ª. ed.), Springer-Verlag.
- Alloway, B. J. 2004. Contamination of soils in domestic gardens and allotments: a brief overview. *Land Contamination & Reclamation*, 12 (3), 179-187.
- Alloway, B. J. 2013. Sources of heavy metals and metalloids in soils. Em Alloway, B. J. *Heavy metals in soils: trace metals and metalloids in soils and their bioavailability* (3ª. ed.), United Kingdom, Springer.
- Anónimo. *Factors affecting plant growth* [Em linha]. Disponível em: <http://rbhs-sbi3u03.wikispaces.com/Factors+Affecting+Plant+Growth>. [Consult. 1 de outubro de 2015].
- Berthelsen, B. O., Steinnes, E., Solberg, W., Jingsen, L. 1994. Heavy metal concentrations in plants in relation to atmospheric deposition. *Journal of Environment Quality*, 24 (5), 1018-1026.
- Boland, J. 2005. *Agricultura urbana: produção de hortícolas na cidade*, Wageningen, Fundação Agromisa.
- Bradl, H. B. 2005. *Heavy metals in the environment*, London, Elsevier Ltd.
- Brouwer, C., Goffeau, A., Heibloem, M. 1985. *Irrigation water management: training manual no. 1 – Introduction to irrigation* [Em linha]. Rome: FAO. Disponível em: <http://www.fao.org/docrep/r4082e/r4082e00.htm#Contents>. [Consult. 29 de Setembro de 2015].
- Brundtland, G. H. 1987. *Our common Future: the report of the world commission on environment and development*. Oslo.
- Buckingham-Hatfield, S., Percy, S. 1999. *Constructing local environmental agendas: people, places and participation*, London, Routledge.
- Cabannes, Y., Raposo, I. 2013. Peri-urban agriculture, social inclusion of migrant population and right to the city: practices in Lisbon and London. *City: analysis of urban trends, culture, theory, policy, action*, 17 (2), 235-250.
- Calderón, J., Ortiz-Pérez, D., Yáñez, L., Díaz-Barriga, F. 2003. Human exposure to metals. Pathways of exposure, biomarkers of effect, and host factors. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 56, 93-103.
- Câmara Municipal de Lisboa. *Parques hortícolas municipais* [Em linha]. Lisboa. Disponível em: <http://www.cm-lisboa.pt/viver/ambiente/parques-hortícolas-municipais>. [Consult. 22 de julho de 2015].
- Cameira, M. R., Tedesco, S., Leitão, T. E. 2014. Water and nitrogen budgets under different production systems in Lisbon urban farming. *Biosystems Engineering*, 125, 65-79.
- Carter, M. R., Gregorich, E. G. 2008. *Soil sampling and methods of analysis* (2ª. ed.), Florida, CRC Press.

- CML (Câmara Municipal de Lisboa) 2010. *Relatório síntese de caracterização biofísica de Lisboa no âmbito da revisão do Plano Director Municipal de Lisboa* [Em linha]. Lisboa. Disponível em:
http://www.cm-lisboa.pt/fileadmin/VIVER/Urbanismo/urbanismo/planeamento/pdm/docs/revisao/estudos/Relatorio_sintese_Caracterizacao_Biofisica.pdf. [Consult. 15 de agosto de 2015].
- Costa, H. D. 2015. *Understanding the spatial heterogeneity of urban allotment soils* [Em linha]. Disponível em:
http://www.urbanallotments.eu/fileadmin/uag/media/STSM/ShortReport_Final.pdf. [Consult. 22 de setembro de 2015].
- Costa, J. B. da 2004. *Caracterização e constituição do solo* (7ª. ed), Lisboa, Fundação Calouste Gulbenkian.
- Craul, P. J. 1985. A description of urban soils and their characteristics. *Journal of Arboriculture*, 11 (11), 330-339.
- Cunha, C. S. M., Oliveira, D. P. de, Silva, C. P. da, Garcial, K., Nascimento, C., Oliveira, E. T. de 2014. Dinâmica do chumbo no ambiente terrestre. *Agropecuária científica no semiárido*, 10 (3), 1-10.
- Davidson, C. M. 2013. Methods for the determination of heavy metals and metalloids in soils. Em Alloway, B. J. *Heavy metals in soils: trace metals and metalloids in soils and their bioavailability* (3ª. ed.), United Kingdom, Springer.
- Dawood, S. 2007. *Modélisation du transfert de métaux lourds les sols non saturés (modèle fractionnaire hydrogéochimique)* [Em linha]. Lille: Université des Sciences et Technologies de Lille. Disponível em: <https://ori-nuxeo.univ-lille1.fr/nuxeo/site/esupversions/72c1c8b2-b40a-4744-b70c-74fa2f1416de>. [Consult. 20 de junho de 2015].
- Decreto-Lei n.º 103/2015 de 15 de junho do Ministério da Economia. Diário da República: 1.ª Série, N.º 114.
- Doran, J. W., Parkin, T. B. 1994. Defining and assessing soil quality. Em Doran, J. W., Coleman, D. C., Bezdicsek, D. F., Stewart, B. A. *Defining soil quality for a sustainable environment*, Wisconsin, Soil Science Society of America, Inc.
- Draper, C., Freedman, D. 2010. Review and analysis of the benefits, purposes, and motivations associated with community gardening in the United States. *Journal of Community Practice*, 18 (4), 458-492.
- Dubbeling, M., Zeeuw, H. de, Veenhuizen, R. van 2010. *Cities, poverty and food: multi-stakeholder policy and planning in urban agriculture*, Warwickshire, RUAF Foundation.
- Dunnett, N., Qasim, M. 2000. Perceived benefits to human well-being of urban gardens. *HortTechnology*, 10 (1), 40-45.
- Evanko, C. R., Dzombak, D. A. 1997. *Remediation of metals-contaminated soils and groundwater*, Pittsburgh, GWRTAC E Series report.
- Facchinelli, A., Sacchi, E., Mallen, L. 2001. Multivariate statistical and GIS-based approach to identify heavy metal sources in soils. *Environmental pollution*, 114, 313-324.

- FAO 2014. *Ciudades más verdes en América Latina y el Caribe*, Rome, FAO.
- Fawzy, E. M. 2008. Soil remediation using in situ immobilisation techniques. *Chemistry and Ecology*, 24 (2), 147-156.
- Folkesson, L., Baekken, T., Brencic, M., Dawson, A., François, D., Kurímska, P., Leitão, T., Licbinsky, R., Vojtesek, M. 2008. Sources and fate of water contaminants in roads. Em Dawson, A. *Water in road structures: movement, drainage and effects*, Springer.
- Freeman, D. B. 1993. Survival strategy or business training ground? The significance of urban agriculture for the advancement of women in African cities. *African Studies Review*, 36 (3), 1-22.
- Gobat, J. M., Aragno, M., Matthey, W. 2010. *Le sol vivant: bases de pédologie – Biologie des sols* (3ª. ed.), Lausanne, Presses Polytechnique set Universitaires Romandes.
- Gonnelli, C., Renella, G. 2013. Chromium and nickel. Em Alloway, B. J. *Heavy metals in soils: trace metals and metalloids in soils and their bioavailability* (3ª. ed.), United Kingdom, Springer.
- Guitart, D., Pickering, C., Byrne, J. 2012. Past results and future directions in urban community gardens research. *Urban Forestry and Urban Greening*, 11, 364-373.
- Guo, G., Wu, F., Xie, F., Zhang, R. 2012. Spatial distribution and pollution assessment of heavy metals in urban soils from southwest China. *Journal of Environment Sciences*, 24 (3), 410-418.
- Hall, J. L., Williams, L. E. 2003. Transition metal transporters in plants. *Journal of Experimental Botany*, 54, 2601-2613.
- Heinegg, A., Maragos, P., Edmund, M., Rabinowicz, J., Straccini, G., Waish, H. 2002. *Soil contamination and urban agriculture: a practical guide to soil contamination issues for individuals and groups*, Canada, McGill School of Environment.
- Hillel, D. 1980. *Fundamentals of soil physics*, London, Academic Press Inc.
- Hodson, M. E. 2004. Heavy metals – geochemical bogey men? *Environmental Pollution*, 129, 341-343.
- Hongbo, S., Liye, C., Gang, X., Kun, Y., Lihua, Z., Junna, S. 2011. Progress in phytoremediating heavy-metal contaminated soils. Em Sherameti, I., Varma, A. *Detoxification of heavy metals*, Springer-Verlag.
- Hou, X., He, Y., Jones, B. T. 2004. Recent advances in portable X-ray fluorescence spectrometry. *Applied Spectroscopy Reviews*, 39 (1), 1-25.
- Howorth, A. 2011. *As hortas da área metropolitana de Lisboa: caracterização e fertilidade dos solos* [Em linha]. Lisboa: Instituto Superior de Agronomia. Disponível em: <http://www.repository.utl.pt/handle/10400.5/4204>. [Consul. 8 de Junho de 2015].
- Huang, B., Shi, X., Yu, D., Öborn, I., Blombäck, K., Pagella, T. F., Wang, H., Sun, W., Sinclair, F. L. 2006. Environmental assessment of small-scale vegetable farming systems in peri-urban areas of the Yangtze River Delta Region, China. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 112, 391-402.

- Hürkamp, K., Raab, T., Völkel, J. 2009. Two and three-dimensional quantification of lead contamination in alluvial soils of a historic mining area using field portable X-ray fluorescence (FPXRF) analysis. *Geomorphology*, 110, 28-36.
- Kabala, C., Chodak, T., Szerszen, L., Karczewska, A., Szopka, K., Fraczkak, U. Factors influencing the concentration of heavy metals in soils of allotment gardens in the city of Wrocław, Poland. *Fresenius Environmental Bulletin*, 18 (7), 1118-1124.
- Kapungwe, E. M. 2013. Heavy metal contaminated water, soils and crops in peri urban wastewater irrigation farming in Mufulira and Kafue towns in Zambia. *Journal of Geography and Geology*, 5 (2), 55-72.
- Katz, B. G., Lindner, J. B., Ragone, S. E. 1980. A comparison of nitrogen in shallow ground water from sewered and unsewered areas, Nassau country, New York, from 1952 through 1976. *Ground Water*, 18, 607-615.
- Khai, N. M., Ha, P. Q., Öborn, I. 2007. Nutrient flows in small-scale peri-urban vegetable farming systems in Southeast Asia – A case study in Hanoi. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 122, 192-202.
- Kholodova, V. P., Ivanova, E. M., Kuznetsov, V. V. 2011. Initial steps of copper detoxification: outside and inside of the plant cell. Em Sherameti, I., Varma, A. *Detoxification of heavy metals*, Springer-Verlag.
- Kliebsch, K., Muller, U., Ploegh, R. R. van der 1998. Nitrate leaching from urban soils in a rural community in north western Germany. *Zeitschrift für Pflanzenernährung und Bodenkunde*, 161 (5), 571-576.
- Kooner, R., Mahajan, B. V. C., Dhillon, W. S. 2014. Heavy metal contamination in vegetables, fruits, soil and water – A critical review. *Internacional Journal of Agriculture, Environment and Biotechnology*, 7 (3), 603-612.
- Koorevaar, P., Menelik, G., Dirksen, C. 1983. *Elements of soil physics: developments in soil science 13*, Amsterdam, Elsevier Science B. V.
- Laidlaw, M. A. S., Filippelli, G. M. 2008. Resuspension of urban soils as a persistent source of lead poisoning in children: a review and new directions. *Applied Geochemistry*, 23, 2021-2039.
- Lavelle, P., Spain, A. V. 2005. *Soil ecology* (2^a. ed), Netherlands, Springer.
- Leitão, T. E. 2007. Impact of road runoff in soil and groundwater: Portuguese and other European case-studies. *IAHS Press*, 310, 1-10.
- Lohse, K. A., Hope, D., Sponseller, R., Allen, J. O., Grimm, N. B. 2008. Atmospheric deposition of carbon and nutrients across an arid metropolitan area. *Science of the Total Environment*, 402, 95-105.
- Madeira, M. A. V. 2011. *Apontamentos sobre a constituição e propriedades dos solos*, Lisboa, Instituto Superior de Agronomia.
- Madejón, P. 2013. Barium. Em Alloway, B. J. *Heavy metals in soils: trace metals and metalloids in soils and their bioavailability* (3^a. ed.), United Kingdom, Springer.
- Madejón, P. 2013. Vanadium. Em Alloway, B. J. *Heavy metals in soils: trace metals and*

metalloids in soils and their bioavailability (3^a. ed.), United Kingdom, Springer.

Manta, D. S., Angelone, M., Bellanca, A., Neri, R., Sprovieri, M. 2002. Heavy metals in urban soils: a case study from the city of Palermo (Sicily), Italy. *Science of the Total Environment*, 300, 229-243.

Mapanda, F., Mangwayana, E. N., Nyamangara, J., Giller, K. E. 2005. The effect of long-term irrigation using wastewater on heavy metal contents of soils under vegetables in Harare, Zimbabwe. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 107, 151-165.

Martin, T. A., Ruby, M. V. 2004. Review of in situ remediation technologies for lead, zinc, and cadmium in soil. *Remediation Journal*, 14 (3), 35-53.

Matos, R. S., Batista, D. S. 2013. Urban agriculture: the allotment gardens as structures of urban sustainability. Em Özyavuz, M. *Advances in landscape architecture*, InTech.

McLaren, T. I., Guppy, C. N., Tighe, M. K. 2012. A rapid and non-destructive plant nutrient analysis using portable X-ray fluorescence. *Soil Science Society of America Journal*, 76 (4), 1446-1453.

Mertens, J., Smolders, E. 2013. Zinc. Em Alloway, B. J. *Heavy metals in soils: trace metals and metalloids in soils and their bioavailability* (3^a. ed.), United Kingdom, Springer.

Mielke, H. W., Gonzales, C. R., Powell, E., Jartun, M., Mielke, P. W. 2007. Nonlinear association between soil lead and blood lead of children in metropolitan New Orleans, Louisiana: 2000-2005. *Science of the Total Environment*, 388, 43-53.

Mielke, H. W., Reagan, P. L. 1998. Soil is an important pathway of human lead exposure. *Environmental Health Perspectives*, 106 (1), 217-229.

Ministry of the Environment 2011. *Soil, ground water and sediment standards for use under part XV.1 of the Environmental Protection Act* [Em linha]. Canada. Disponível em: <https://dr6j45jk9xcmk.cloudfront.net/documents/998/3-6-3-sediment-standards-en.pdf>. [Consult. 29 de julho de 2015].

Moitinho de Almeida, F. 1986. *Carta geológica do concelho de Lisboa, Folha 1, 2, 3 e 4, Escala 1:10000*, Lisboa, Serviços Geológicos de Portugal.

Mougeot, L. J. A. 2000. Urban agriculture: definition, presence, potentials and risks, and policy challenges. *Cities Feeding People Series report 31*, 1-58.

Mougeot, L. J. A. 2005. *Agropolis: the social, political, and environmental dimensions of urban agriculture*, London, Earthscan.

Mourato, M. P., Martins, L. L. 2013. *Contaminação com metais pesados nos ecossistemas – efeitos nos seres vivos*, Lisboa, Instituto Superior de Agronomia.

Nugent, R. 2000. The impact of urban agriculture on the household and local economies. *Growing Cities, Growing Food: Urban Agriculture on the Policy Agenda*, 67-97.

Oliveira, M. M. 2004. *Recarga de águas subterrâneas: métodos de avaliação*, Lisboa, Faculdade de Ciências.

Oliveira, S. 2008. *Avaliação de poluentes em produtos vegetais cultivados próximos das vias*

de tráfego [Em linha]. Lisboa: Instituto Superior de Engenharia de Lisboa. Disponível em: <http://repositorio.ipl.pt/handle/10400.21/816>. [Consult. 18 de maio de 2015].

Oorts, K. 2013. Copper. Em Alloway, B. J. *Heavy metals in soils: trace metals and metalloids in soils and their bioavailability* (3^a. ed.), United Kingdom, Springer.

Pais, J., Moniz, C., Cabral, J., Cardoso, J., Legoinha, P., Machado, S., Morais, M. A., Lourenço, C., Ribeiro, M. L., Henriques, P., Falé, P. 2006. *Notícia explicativa da carta geológica 1:50000, n.º 34-D, Lisboa*, Lisboa, Instituto Nacional de Engenharia, Tecnologia e Inovação.

Paltridge, N. G., Milham, P. J., Ortiz-Monasterio, J. I., Velu, G., Yasmin, Z., Palmer, L. J., Guild, G. E., Strangoulis, J. C. R. 2012. Energy-dispersive X-ray fluorescence spectrometry as a tool for zinc, iron and selenium analysis in whole grain wheat. *Plant soil*, 361, 261-269.

Park, S. J., Cheng, Z., Yang, H., Morris, E. E., Sutherland, M., Gardener B. B. M., Grewal, P. S. 2010. Differences in soil chemical properties with distance to roads and age of development in urban areas. *Urban Ecosystem*, 13, 483-497.

Perk, M. van der 2006. *Soil and water contamination: from molecular to catchment scale*, Netherlands, Taylor & Francis.

Pezzarossa, B., Gorini, F., Petruzzelli, G. 2011. Heavy metal and selenium distribution and bioavailability in contaminated sites: a tool for phytoremediation. Em Selim, H. M. *Dynamics and bioavailability of heavy metals in the rootzone*, Florida, CRC Press.

Pinto, R. 2007. *Hortas urbanas: espaços para o desenvolvimento sustentável de Braga* [Em linha]. Guimarães: Escola de Engenharia, Universidade do Minho. Disponível em: <http://hdl.handle.net/1822/7988>. [Consult. 2 de Junho de 2015].

Pinto, R., Ramos, R. 2008. Avaliação ambiental de hortas urbanas – O caso da cidade de Braga. *14º Congresso da APDR, 2º Congresso de Gestão e Conservação da Natureza, Desenvolvimento, Administração e Governança Local*, Tomar.

Pinto, R., Ribeiro, C., Simões, P., Gonçalves, A. B., Ramos, R. 2011. *Viabilidade ambiental das hortas urbanas enquanto espaços para o desenvolvimento sustentável* [Em linha]. Revista da Associação Portuguesa de Horticultura, 106. Disponível em: <http://hdl.handle.net/1822/15924>. [Consult. 2 de Junho de 2015].

Portaria n.º 259/2012 de 25 de Agosto do Ministério da Agricultura, do Mar, do Ambiente e do Ordenamento do Território. Diário da República: I série, N.º 166.

Pouyat, R. V., Szlavecz, K., Yesilonis, I. D., Groffman, P. M., Schwartz, K. 2010. Chemical, physical, and biological characteristics of urban soils. Em Aitkenhead-Peterson, J., Volder, A. *Urban ecosystem ecology*, Madison, Agronomy Monograph Series.

Puckett, K. J., Burton, M. A. S. 1981. The effect of trace elements on lower plants. Em Lepp, N. W. *Effect of heavy metal pollution on plants*, Essex, Applied Science Publishers.

Putegnât, A. 2001. Les jardins familiaux: comment une innovation sociale peut engendrer des risques pour l'homme et l'environnement. *Annales des Mines*, 83-90.

Rehder, D. 2011. Transport, accumulation, and physiological effects of vanadium. Em

- Sherameti, I., Varma, A. *Detoxification of heavy metals*, Springer-Verlag.
- Richards, L. A., Fireman, M. 1943. Pressure plate apparatus for measuring moisture sorption and transmission by soils. *Soil Science*, 56, 395-404.
- Robert, K. W., Parris, T. M., Leiserowitz, A. A. 2005. What is sustainable development? Goals, indicators, values, and practice. *Environment: Science and Policy for Sustainable Development*, 47 (3), 8-21.
- Rodrigues, F. M., Silva, B., Costa, S., Fernandes, L., Sousa, M., Silva, M. 2014. Towards the classification of urban allotment gardens. *Landscape: a place of cultivation*, 197-200.
- Romic, M., Romic, D. 2003. Heavy metals distribution in agricultural topsoils in urban area. *Environmental Geology*, 43, 795-805.
- Ross, S. M. 1994. Retention, transformation and mobility of toxic metals in soils. Em Ross, S. M. *Toxic metals in soil-plant systems*, England, Wiley.
- Ross, S. M. 1994. Sources and forms of potentially toxic metals in soil-plant systems. Em Ross, S. M. *Toxic metals in soil-plant systems*, England, Wiley.
- S.R.O.A. 1971. *Carta de solos de Portugal. Classificação e caracterização dos solos de Portugal. Dados analíticos das Unidades Pedológicas*, Volume II, Lisboa, Ministério da Economia, Secretaria de Estado da Agricultura, Serviço de Reconhecimento e Ordenamento Agrário.
- S.R.O.A. 1973. *Carta de solos de Portugal. Classificação e caracterização dos solos de Portugal*, Volume II, Lisboa, Ministério da Economia, Secretaria de Estado da Agricultura, Serviço de Reconhecimento e Ordenamento Agrário.
- Schwartz, C., Chenot, É. D., Douay, F., Dumat, C., Pernin, C., Pourrut, B. 2013. *Jardins potagers: terres inconnues?* France, ADEME.
- Sétra 2005. *Roadside soil and plant pollution: metal trace elements (ETM)*, France, Ministère de l'Équipement des Transports de l'Aménagement du territoire du Tourisme et de la Mer.
- Sharma, A., Weindorf, D. C., Man, T., Aldabaa, A. A. A., Chakraborty, S. 2014. Characterizing soils via portable X-ray fluorescence spectrometer: 3. Soil reaction (pH). *Geoderma*, 232-234, 141-147.
- Sharma, M. L., Herne, D. E., Byrne, J. D., Kin, G. 1996. Nutrient discharge beneath urban lawns to a sandy coastal aquifer, Perth, Western Australia, *Hydrogeology Journal*, 4, 103-107.
- Silva, A. A., Alvim, A., Santos, M. J. 1975. Métodos de análise de solos, plantas e águas. *Pedologia*, 10 (3).
- Silva, H., Ramos, C., Lourenço, S. 2010. *Parecer da comissão de avaliação: "Aviário da Cartaxeira"*, Sociedade Agrícola da Quinta da Freiria, Comissão de Coordenação e Desenvolvimento Regional de Lisboa e Vale do Tejo.
- Singh, S., Kumar, M. 2006. Heavy metal load of soil, water and vegetables in peri-urban Delhi. *Environmental Monitoring and Assessment*, 120, 79-91.
- Smit, J., Nasr, J. 1992. Urban agriculture for sustainable cities: using wastes and idle land and

water bodies as resources. *Environment and Urbanization*, 4 (2), 141-152.

Smolders, E., Mertens, J. 2013. Cadmium. Em Alloway, B. J. *Heavy metals in soils: trace metals and metalloids in soils and their bioavailability* (3^a. ed.), United Kingdom, Springer.

Southall, A. 1998. *The city in time and space*, Cambridge, Cambridge University Press.

Srivastava, P. C., Gupta, U. C. 1996. *Trace elements in crop production*, Lebanon, Science Publishers.

Stakman, W. P. 1974. Measuring soil moisture. Em Ritzema, H. P. *Drainage Principles and Applications*, Wageningen, Internaciona Institute for Land Reclamation and Improvement.

Steinnes, E. 2013. Lead. Em Alloway, B. J. *Heavy metals in soils: trace metals and metalloids in soils and their bioavailability* (3^a. ed.), United Kingdom, Springer.

Sterrett, S. B., Chaney, R. L., Gifford, C. H., Mielke, H. W. 1996. Influence of fertilizer and sewage sludge compost on yield and heavy metal accumulation by lettuce grown in urban soils. *Environmental Geochemistry and Health*, 18 (4), 135-142.

Stolte, J. 1997. Determination of the saturated hydraulic conductivity using the constant head method. Em Stolte, J. *Manual for soil physical measurements*, Wageningen.

Tang, L., Tang, X. Y., Zhu, Y. G., Zheng, M. H., Miao, Q. L. 2005. Contamination of polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs) in urban soils in Beijing, China. *Environment International*, 31, 822-828.

Toledo Machado, C. T., Toledo Machado, A. 2004. *Agricultura urbana e periurbana: benefícios e riscos potenciais* [Em linha]. Brasil. Disponível em: <http://www.agriculturaurbana.org.br/sitio/textos/Cynthia%20sobre%20AU.htm>. [Consult. 16 de julho de 2015].

UN (United Nations) 2010. *World urbanization prospects: the 2009 revision*, New York, Department of Economic and Social Affairs.

United States Environmental Protection Agency (USEPA) 2000. *Introduction to phytoremediation*, Ohio, Office of Research and Development.

United States Environmental Protection Agency (USEPA) 2013. *Technical review workgroup recommendations regarding gardening and reducing exposure to lead-contaminated soils*, Washington, Office of Solid Waste and Emergency Response.

Vannier, G. 1979. Relations trophiques entre la microfaune et la microflore du sol; aspects qualitatifs et quantitatifs. *Bolletino di zoologia*, 46, 343-361.

Varenes, A. 2003. *Produtividade dos solos e ambiente*, Lisboa, Escolar Editora.

Vásquez-Moreno, L., Córdova, A. 2013. A conceptual framework to assess urban agriculture's potential contributions to urban sustainability: an application to San Cristobal de Las Casas, Mexico. *Internacional Journal of Urban Sustainable Development*, 200-224.

Veenhuizen, R. van, Danso, G. 2007. *Profitability and sustainability of urban and peri-urban agriculture*, Rome, FAO.

Voigt, A., Latkowska, M. J., Ponizy, L., Mizgajski, A., Breuste, J., Hursthouse, A., Külvik, M.,

- Leitão, T. L., Haas, K., Artmann, M., Rutecka, A., Agboola, A. J., Olonen, A., Costa, H. 2015. Environmental behaviour of urban allotment gardeners in Europe. *European Council of Landscape Architecture School ECLAS*, Estonia.
- Wei, B., Yang, L. 2010. A review of heavy metal contaminations in urban soils, urban road dusts and agricultural soils from China. *Microchemical Journal*, 94, 99-107.
- Weindorf, D. C., Zhu, Y., Haggard, B., Lofton, J., Chakraborty, S., Bakr, N., Weindorf, W. C., Legoria, M. 2011. Enhanced pedon horizonation using portable X-ray fluorescence spectrometry. *Soil Science Society of America*, 76 (2), 522-531.
- Weindorf, D. C., Bakr, N., Zhu, Y. 2014. Advances in portable X-ray fluorescence (PXRF) for environmental, pedological, and agronomic applications. *Advances in Agronomy*, 128.
- Wenzel, W. W., Oburger, E., Puschenreiter, M., Santner, J. 2011. Trace element biogeochemistry in the rhizosphere. Em Selim, H. M. *Dynamics and bioavailability of heavy metals in the rootzone*, Florida, CRC Press.
- Wilcke, W., Liliencron, J., Lima, S. D., Zech, W. 1999. Contamination of highly weathered urban soils in Uberlandia, Brazil. *Journal of Plan Nutrition and Soil Science*, 162, 539-548.
- Windfinder 2015. *Estatísticas de vento e condições atmosféricas: Lisboa aeroporto* [Em linha]. Disponível em: <http://pt.windfinder.com/windstatistics/lisboa>. [Consult. 14 de outubro de 2015].
- Wright, M. J., Davison, K. L. 1964. Nitrate accumulation in crops and nitrate poisoning in animals. *Advances in Agronomy*, 16, 197-274.
- Wuana, R. A., Okieimen, F. E. 2011. Heavy metals in contaminated soils a review of sources, chemistry, risks and best available strategies for remediation. *ISRN Ecology*, 1-20.
- Young, S. D. 2013. Chemistry of heavy metals and metalloids in soils. Em Alloway, B. J. *Heavy metals in soils: trace metals and metalloids in soils and their bioavailability* (3ª. ed.), United Kingdom, Springer.
- Zhao, H., Xia, B., Fan, C., Zhao, P., Shen, S. 2012. Human health risk from soil heavy metal contamination under different land uses near Dabaoshan Mine, Southern China. *Science of the Total Environment*, 417-418, 45-54.
- Zhu, Y., Weindorf, D. C., Zhang, W. 2011. Characterizing soils using a portable X-ray fluorescence spectrometer: 1. Soil texture. *Geoderma*, 167-168, 167-177.
- Zukowska, J., Biziuk, M. 2008. Methodological evaluation of method for dietary heavy metal intake. *Journal of Food Science*, 73 (2), R21-R29.

ANEXOS

Índice dos anexos

Anexo I – Reabilitação de solos urbanos contaminados com metais pesados.....	5
Anexo II – Fotografias de várias hortas urbanas da cidade de Lisboa.....	13
Anexo III – Curvas dose/resposta em função da concentração de metais pesados essenciais e não essenciais.....	17
Anexo IV – Melhores práticas de gestão para horticultura em áreas contaminadas com chumbo.....	21
Anexo V – Enquadramento geológico das áreas estudadas.....	25
Anexo VI – Tipos de solos nas áreas de estudo resultante da associação geologia/solo.....	29
Anexo VII – Mapas da ocupação do solo nas áreas estudadas.....	35
Anexo VIII – Limites de deteção do aparelho Thermo Scientific Niton XI3t gold.....	39
Anexo IX – Resultados da análise dos solos por PXRF.....	43

ANEXO I

Reabilitação de solos urbanos contaminados com metais pesados

A contaminação dos solos urbanos, nomeadamente com metais pesados, é um problema real, atual e problemático nas áreas urbanas e um pouco por todo o mundo. Este problema torna-se ainda mais grave, se tivermos em consideração as áreas urbanas onde é praticada agricultura, visto que a translocação destes contaminantes do solo para as culturas agrícolas poderá originar problemas de saúde ao Homem, originando desta forma um problema de saúde pública. A contaminação dos solos, para além dos problemas que poderão afetar os seres vivos, apresenta também um problema para si mesmo. Ou seja, o excesso de contaminantes na matriz de um solo faz com que este perca as suas funções básicas deixando de conseguir suportar um ecossistema funcional, sendo necessário intervir de modo a restaurar ao solo o seu potencial original (Martin e Ruby, 2004).

Por reabilitação dos solos entende-se o conjunto de métodos e processos usados para tratar os contaminantes presentes no solo de modo a contê-los, removê-los, degradá-los (apenas contaminantes orgânicos) ou torná-los menos prejudiciais para o Homem e/ou para o ambiente (Varenes, 2003). No entanto, antes de se tomar a decisão de iniciar um processo de reabilitação, é necessário verificar se i) existem provas de que estão a ocorrer danos ecológicos tanto na saúde animal, como na humana; nesse âmbito, torna-se necessário e aconselhado ii) efetuar uma avaliação do risco, de modo a verificar se a probabilidade de estarem a ocorrer danos para o ecossistema, para os animais ou para o Homem é elevada, ou se irão existir num futuro próximo; por último, é necessário iii) verificar se os limites legais para a concentração de contaminantes estão a ser ultrapassados (Varenes, 2003). Deste modo, e após toda esta análise e, caso a decisão de avançar com o processo de reabilitação seja positiva, é necessário definir os objetivos que se pretendem atingir. Assim, estes podem ser: a redução do perigo presente ou futuro que os contaminantes representam, ou a diminuição da sua concentração, de modo a não atingir o valor limite legal.

Existem diversas técnicas de reabilitação de solos consoante a localização do mesmo, a área atingida pela contaminação, a natureza e o grau de contaminação e o risco que representa, em função do uso atual ou futuro do local e do custo dos métodos de reabilitação (Varenes, 2003).

Existem dois tipos de métodos consoante o local onde se efetua a descontaminação do solo. A reabilitação *in situ* e *ex situ*. A primeira engloba os tratamentos efetuados ao solo no próprio local, enquanto a segunda envolve a remoção física do mesmo e o seu posterior tratamento noutra local. No Quadro 1 são descritos os métodos existentes para cada tipo de reabilitação (*in situ* ou *ex situ*). No que toca à reabilitação *ex situ*, esta, é utilizada para áreas de pequenas dimensões e altamente contaminadas e especialmente em áreas que fazem parte de meios urbanos. Por outro lado, em áreas de grande dimensão ou quando a contaminação não é muito grave, são preferidos os métodos de reabilitação *in situ* (Varenes, 2003; Wuana e

Okieimen, 2011). Como resultado, estes últimos, quando aplicados a solos contaminados com metais, apresentam os seguintes objetivos: i) reduzir a lixiviação do metal; ii) reduzir a biodisponibilidade do metal para o Homem e para os recetores ecológicos; e iii) restabelecer a vegetação (Wuana e Okieimen, 2011).

Desta maneira, verifica-se que quando os solos apresentam contaminação por metais pesados, a avaliação da forma físico-química que o metal apresenta no solo é muito importante, influenciando dessa forma, o processo de seleção do método de reabilitação mais apropriado. Assim, os métodos descritos como os mais aconselháveis para a reabilitação de locais sujeitos a contaminação com metais pesados são a solidificação, a vitrificação, a lavagem do solo e a fitorreabilitação (Wuana e Okieimen, 2011).

Apesar da remoção e substituição do solo não estar referenciada, como uma das melhores técnicas disponíveis para a reabilitação de solos com metais pesados, esta é uma técnica muito utilizada em áreas urbanas contaminadas. Este método é processado em várias fases sendo que primeiro é removida uma camada superficial do solo, com uma profundidade de cerca de 0,15 m. A camada assim exposta é então analisada e, caso apresente sinais de contaminação, os seguintes 0,15 m de solo são removidos, e assim sucessivamente até não se encontrarem sinais de contaminação. O solo removido poderá ser substituído por outro trazido de um diferente local, sendo que deverão ser efetuadas análises ao “novo” solo de modo a evitar que este também esteja contaminado. Quanto ao solo removido, deverá ser colocado em local apropriado, de modo a não constituir novamente um foco de poluição (Varenes, 2003).

Quadro 1 - Métodos de reabilitação de solos em função do local do tratamento (adaptado de Varenes 2003)

Reabilitação <i>in situ</i>	Reabilitação <i>ex situ</i>
<ul style="list-style-type: none"> • Solidificação • Vitrificação • Capsulagem • Atenuação • Volatilização • Remoção eletrocinética • Fitorreabilitação • Adição de corretivos 	<ul style="list-style-type: none"> • Remoção e substituição do solo • Solidificação • Vitrificação • Lixiviação por lavagem • Separação de partículas de acordo com a sua granulometria

De seguida, far-se-á a análise de cada um dos métodos referenciados como os melhores para a reabilitação de solos com metais pesados.

Solidificação (Varenes, 2003; Wuana e Okieimen, 2011)

Este método envolve a mistura do solo com agentes solidificantes, de modo a conferir estabilidade física e dimensional aos contaminantes, originando desta forma um produto semelhante ao cimento. Ainda assim, o acesso aos contaminantes é reduzido através do encapsulamento e da reduzida permeabilidade/área superficial dos mesmos. Quanto aos agentes que podem ser utilizados estes incluem, por exemplo, as argilas, o cimento, as cinzas volantes ou as escórias. Ora, tendo em conta este pressuposto é de ressaltar que a solidificação origina produtos com baixa permeabilidade e elevada durabilidade, sendo o único inconveniente conduzir a um aumento do volume de solo entre 10 e 30%. Deste modo, este método pode prejudicar a capacidade dos solos de suportar a vegetação, se não for aplicada uma nova cobertura por cima da área tratada, sendo que, se esta aplicação não acontecer, os potenciais usos do local podem ficar comprometidos. Por último, o mecanismo dominante que imobiliza os metais é a precipitação dos hidróxidos presentes na matriz do solo.

Vitrificação (Evanko e Dzombak, 1997; Varenes, 2003; Wuana e Okieimen, 2011)

A mobilidade dos metais pode ser diminuída se se sujeitar a área a remediar a um tratamento com altas temperaturas. Na vitrificação o solo é calcinado a 2000 °C, a esta temperatura o solo funde e produz um material semelhante ao vidro quando arrefece. Durante o processo de vitrificação, as temperaturas elevadas podem volatilizar e/ou destruir os contaminantes orgânicos, ou os elementos metálicos voláteis como é caso do mercúrio. Assim, o material volatilizado deve ser recolhido para ser sujeito a tratamento. Para este método, a reabilitação *in situ* é preferível à reabilitação *ex situ*, uma vez que apresenta requisitos energéticos mais baixos, logo custos mais reduzidos. A vitrificação *ex situ* não deve ser aplicada a solos que apresentem um teor de humidade superior a 25%, tendo em conta o elevado consumo energético que seria necessário. Por outro lado, a vitrificação *in situ* envolve a passagem de corrente elétrica através do solo, usando um conjunto de elétrodos inseridos verticalmente na zona contaminada. Tal como a solidificação, a vitrificação também origina produtos com baixa solubilidade e elevada durabilidade. Todavia, a vitrificação tem vantagem sobre a solidificação, na medida em que conduz a uma redução do volume de 25 a 35%. Não obstante esta vantagem, é necessário ter-se em conta que o material resultante deste método é impróprio para suportar o crescimento das plantas logo o seu uso final do local deve ser limitado.

Lavagem do solo (Evanko e Dzombak, 1997; Varenes, 2003)

A lavagem do solo envolve, tal como o nome indica, a lavagem do solo *ex situ* ou *in situ* com ácidos, bases, agentes quelatantes ou resinas de troca iónica para desadsorver os contaminantes ligados à matriz e, por sua vez, removê-los do solo. Este método está dividido em duas fases, a fase química e a fase física. Na fase química são adicionados os agentes

de extração que irão reagir com os contaminantes, lixiviando-os do solo. Na fase física, a fração líquida, que contém os contaminantes, é separada do solo obtendo-se uma fase sólida isenta de contaminantes. Ainda na fase física é feita a crivagem das partículas de modo a concentrá-las numa fração de tamanho específico. As partículas de diâmetro inferior a 63 µm são, normalmente, as que contêm a grande maioria do material contaminado, uma vez que estas partículas ligam os contaminantes de uma forma mais forte, tendo em conta que possuem uma área superficial específica maior e mais reativa. Assim sendo, o material de dimensões superiores poderá ser aplicado novamente ao solo. A aplicação deste método é facilitada se o teor no solo de partículas com dimensões inferiores a 2 mm for menor do que 20%, ou seja os elementos grosseiros (> 2 mm) devem constituir mais de 80% das partículas do solo. No entanto, este processo gera grande volume de água contaminada que também terá de ser tratada.

Fitorreabilitação (Wuana e Okieimen 2011; USEPA 2000)

A fitorreabilitação é uma tecnologia emergente *in situ* que utiliza as plantas e o respetivo microbiota, corretores do solo e práticas agronómicas com o objetivo de remover, conter ou tornar os contaminantes inofensivos. A fitorreabilitação é eficiente energeticamente, sendo um método esteticamente agradável para remediar áreas contaminadas em zonas urbanas, com baixos ou moderados níveis de contaminação. É de salientar que este método pode ser utilizado em conjunto com outros métodos de reabilitação mais tradicionais, com o intuito de efetuar os ajustes finais ao solo, uma vez que concentrações elevadas de contaminantes podem inibir o correto crescimento das plantas. Assim, os métodos de reabilitação tradicionais são utilizados para reduzir rapidamente o risco agudo da concentração de contaminantes no solo. Por outro lado, as técnicas de fitorreabilitação utilizam-se *a posteriori*, durante períodos de tempo mais longos para finalizar o processo de reabilitação. Relativamente às plantas, estas podem atuar sobre os contaminantes através de vários mecanismos, como a extração de contaminantes do solo, a concentração dos contaminantes nos tecidos vegetais, a degradação dos contaminantes por vários processos bióticos e abióticos, a volatilização dos contaminantes voláteis das plantas para a atmosfera através da transpiração e a imobilização dos contaminantes na zona radicular, com controlo do escoamento superficial, da erosão e da infiltração através da cobertura vegetativa que se forma. De entre os métodos de fitorreabilitação disponíveis, os métodos de fitoextração e fitoestabilização destacam-se como os mais apropriados para proceder à reabilitação de solos sujeitos a contaminação com metais pesados.

A fitoextração consiste no processo pelo qual as raízes das plantas absorvem os metais do solo, transcolando-os para os tecidos vegetais. Deste modo, não é uma planta sem qualquer especificidade que pode ser utilizada neste método. Assim, as plantas utilizadas neste método

necessitam de ser tolerantes aos metais pesados, ter uma grande capacidade de acumulação de metais na zona foliar, ter um sistema radicular abundante e possuírem um elevado fator de bioacumulação. Assim sendo, podem ser utilizadas plantas hiperacumuladoras, ou seja que absorvem grandes quantidades de alguns elementos como o níquel, o cobre, o cobalto, o chumbo, o zinco ou o selênio. Contudo, estas têm o inconveniente de crescerem devagar produzindo pouca biomassa. Em alternativa poderão ser usadas plantas de crescimento rápido, que não hiperacumulam os elementos, mas produzem muita biomassa. Desta forma, só quando a planta atinge as proporções ideais é recolhida e o material vegetal é incinerado. A fitoestabilização é um método que não tem como finalidade descontaminar o solo mas evitar perdas de elementos vestigiais para fora do sistema solo-planta. Ou seja, através deste método os contaminantes são absorvidos e acumulados ou somente adsorvidos pelas raízes ou precipitados na zona radicular, sendo que desta forma a sua mobilidade é reduzida assim como a sua biodisponibilidade. Este é um dos métodos de reabilitação mais populares, sobretudo para diminuir o impacto ambiental de solos de antigas minas nas águas subterrâneas subjacentes. Através da proteção do solo com uma cobertura vegetal, a perda do solo contaminado por erosão hídrica ou eólica é prevenida. No entanto, uma das desvantagens deste método passa pelo facto de os contaminantes continuarem no solo, ao contrário da fitoextração. Desta forma, é necessário uma monitorização constante das áreas sujeitas a este tipo de reabilitação com o objetivo de prevenir o aumento da solubilidade dos contaminantes.

Uma outra técnica que poderá ser utilizada, de certa forma, como técnica de reabilitação dos solos, consiste na adição de materiais destinados a diminuir a mobilidade e a biodisponibilidade dos metais pesados no solo. Esta técnica poderá ser utilizada aquando da instalação de um espaço de agricultura urbana, uma vez que deverão ser efetuadas análises aos solos. Naturalmente, desta forma, torna-se possível verificar que a simples correção do, por exemplo, pH melhora as condições do local para a prática da agricultura. De notar, tal como já foi referido anteriormente que a biodisponibilidade dos metais diminui com o aumento do pH. Assim, a zona de pH neutro apresenta as melhores condições agrícolas no que toca à mobilidade de metais, uma vez que a toxicidade de, por exemplo, alumínio, chumbo, níquel, cobre e cádmio é evitada (Young, 2013). Verificando-se que o solo apresenta pH ácido, então a adição de cal (CaCO_3) ao solo, de forma a subir o pH para valores neutros, é a técnica que deverá ser utilizada por forma a diminuir a mobilidade dos metais presentes no solo (Fawzy, 2008; Young, 2013). Outros exemplos de materiais que podem ser utilizados para diminuir a biodisponibilidade dos metais no solo são os estrumes, os vermiculites, os zeólitos (silicatos de alumínio muito porosos e com grande capacidade de absorção) e os polímeros sintéticos capazes de quelatar vários metais (Varenes, 2003).

ANEXO II

Fotografias de várias hortas urbanas da cidade de Lisboa



Figura 1 – Parque Hortícola de Telheiras Nascente (Fonte: <http://vivertelheiras.pt/parceiros/parque-horticola-de-telheiras/> [consultado a 15/10/2015])



Figura 2 – Eco Hortas do Bairro da Boavista (Fonte: <http://bairrodaboavista-lisboa.blogspot.pt/2014/09/a-eco-horta-vale-apena-apostar.html> [consultado a 15/10/2015])



Figura 3 – Hortas dos Jardins de Campolide (Fonte: <http://www.cm-lisboa.pt/viver/ambiente/parques-horticolas-municipais> [consultado a 22/07/2015])



Figura 4 – Hortas da Quinta Nossa Sr.^a da Paz (Fonte: <http://www.cm-lisboa.pt/viver/ambiente/parques-horticolas-municipais> [consultado a 22/07/2015])



Figura 5 – Hortas da Quinta da Granja (Granja Velha)



Figura 6 – Hortas espontâneas junto à CRIL (estas hortas foram analisadas no âmbito desta dissertação)

ANEXO III

Curvas de dose/resposta em função da concentração de metais pesados essenciais e não essenciais

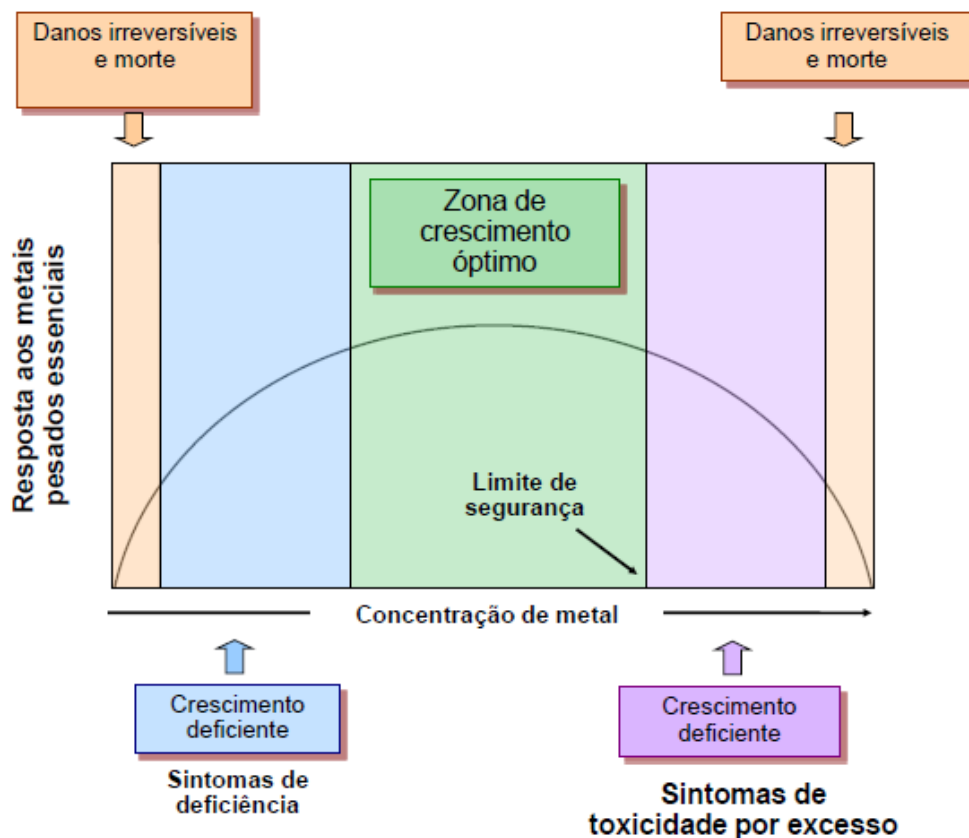


Figura 1 – Curva dose/resposta para os metais pesados essenciais aos seres vivos (retirado de Mourato e Martins, 2013)

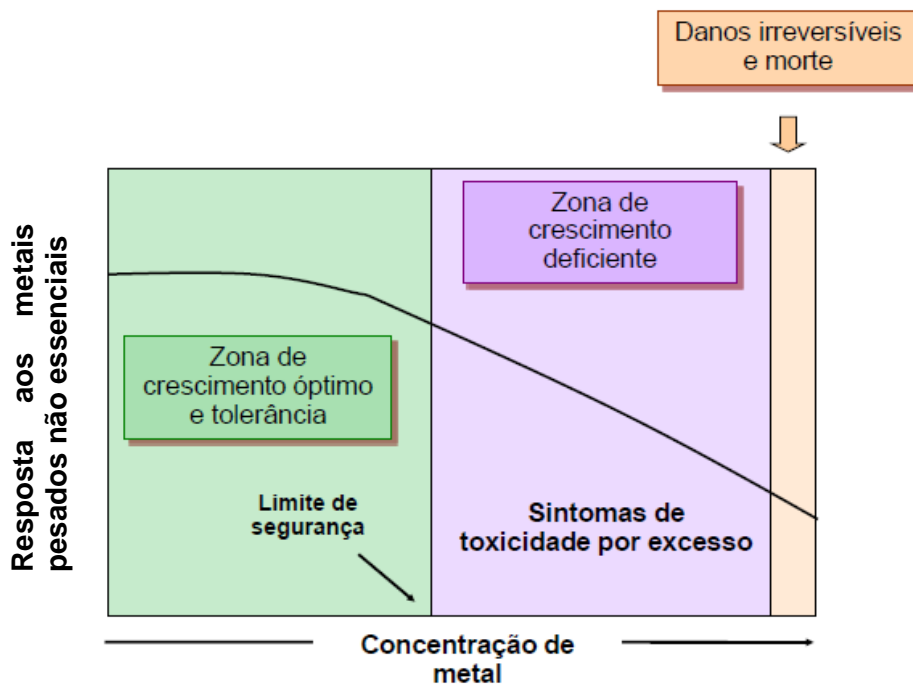


Figura 2 – Curva dose/resposta para os metais pesados não essenciais aos seres vivos (retirado de Mourato e Martins, 2013)

ANEXO IV

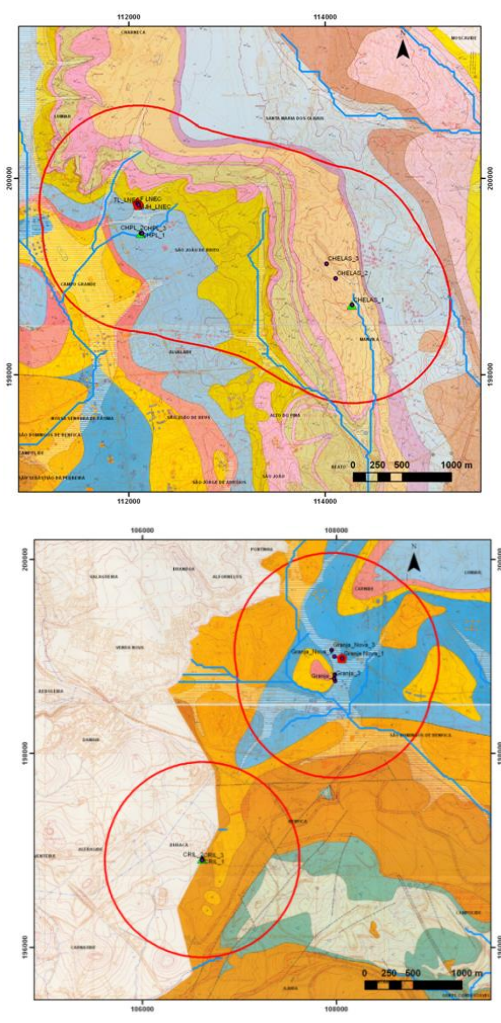
Melhores práticas de gestão para horticultura em áreas contaminadas com chumbo

Concentração de Pb no solo (ppm)	Categoria	Recomendações: Práticas de Horticultura	Recomendações: Escolha de plantas
<100	Baixo risco	<ul style="list-style-type: none"> • Não é necessário qualquer ação específica de reabilitação. • Lavar as mãos, os produtos e as roupas no final do dia de trabalho. 	<ul style="list-style-type: none"> • Sem qualquer tipo de restrição ao tipo de cultura.
>100 – 1200	Risco potencial	<ul style="list-style-type: none"> • Aumentar o uso das boas técnicas de horticultura e limpeza. • Mudar a horta de lugar, para uma área que apresente risco menor. • Aumentar o uso de corretivos do solo (p.e. composto), barreiras (p.e. <i>mulch</i>) ou outras técnicas remediativas (p.e. <i>raised beds</i>). • Assegurar que os hortelões utilizam luvas e utensílios para reduzir o contacto com o solo e a sua ingestão. 	<ul style="list-style-type: none"> • Reduzir o cultivo de tubérculos ou relocará-los para áreas de baixo risco. • Aumentar o uso de corretivos do solo e barreiras, de modo a reduzir a deposição de solo nos vegetais folhosos. • Aumentar o cultivo de frutos, principalmente árvores de fruto.
>1200	Alto risco	<ul style="list-style-type: none"> • Praticar todo o tipo de boas técnicas de horticultura e limpeza. • <i>Raised beds</i>; a substituição do solo (escavar o solo contaminado e substituí-lo por outro com baixo teor de Pb) é altamente recomendada. • Ter em consideração encontrar outro local para a instalação da horta. • Restringir o acesso a crianças. 	<ul style="list-style-type: none"> • Escolher plantas com raízes superficiais para os <i>raised beds</i> ou para as áreas com novo solo, de forma a assegurar que as raízes não chegam ao solo contaminado que poderá restar no local, se não tiver restado solo contaminado então não há qualquer tipo de restrição.

Fonte: adaptado de USEPA (2013)

ANEXO V

Enquadramento geológico das áreas estudadas



DEPÓSITOS DE COBERTURA

	Aterros	} Holocénico
	Aluviões	
CENOZÓICO		
	«Areolas do Cabo Ruivo» com <i>Chlamys macrotis</i>	} Tortoniano e Messiniano(?)
	«Areolas de Braço de Prata» com <i>Flabellipecten tenuisulcatus</i>	
	«Calcários de Marvila» com <i>Pycnodonta squarrosa</i> var. <i>gigantea</i>	
	«Arenitos de Grilos» com <i>Shizaster scillae</i>	} Serravaliano
	«Argilas de Xabregas» com <i>Meretrix brochii</i>	
	«Calcários da Quinta das Conchas» com <i>Anomia choffatti</i>	} Langhiano
	«Areias do Vale de Chelas»	
	«Calcários da Musgueira» com <i>Chlamys scabruscula</i>	} Miocénico
	Areias com <i>Placuna miocenica</i>	
	«Calcários do Casal Vistoso» com <i>Chlamys scabrella</i>	
	«Areias da Quinta do Bacalhau» com <i>Gryphaea gryphoides</i>	
	«Argilas do forno do Tijolo» com <i>Pereira gervaisi</i>	
	«Calcários de Entre-Campos» («Banco Real»)	
	«Areolas da Estefânia» com <i>Chlamys pseudo-pandorae</i>	
	«Argilas e Calcários dos Prazeres» com <i>Venus ribeiroi</i>	
	* «Formação de Benfica» com intercalação dos «Calcários de Alfofnelos» (O_A^*)	
	* «Formação de Benfica» com intercalação dos «Calcários de Alfofnelos» (O_A^*)	
MESOZÓICO		
	* «Complexo vulcânico de Lisboa» com intercalações vulcano-sedimentares em parte cartografadas (β^*)	} Neocretácico
	Calcários cristalizados com rudistas e calcários apinhados com <i>Neolobites vibrayeanus</i>	} Cretácico
	Calcários margosos e margas («Belasiano»)	

Fonte: extraído da Carta Geológica do Concelho de Lisboa, à escala 1:10 000 (Moitinho de Almeida, 1986)

ANEXO VI

Tipos de solos nas áreas de estudo resultante da associação geologia/solo

	Designação Carta Geológica 1:10000 de Lisboa	Formação	Litologia	Designação Carta geológica 34D de Lisboa	COD_SOLO (SROA)	Descrição (SROA)	Tipo de solo
Quaternário	a	Aluvião	Depósitos areno-silto-argilosos, com frações mais arenosas e siltosas grosseiras, por vezes com matéria orgânica (ocorrem associados aos vales das principais ribeiras (Alcântara, Benfica, Chelas	a	a	Solos incipientes, aluviossolos modernos de textura mediana	Aluvionares
Miocénico	M ⁴ VIIb	Areolas de Cabo Ruivo	Areias finas e médias, argilosas e arenitos. Podem também ocorrer argilitos muito micáceos de tom azulado escuro ou anegrado. Na parte superior surgem calcarenitosossilíferos e grosseiros	MCR	Vt	Litólicos, não húmicos, pouco insaturados normais, de arenitos grosseiros	Arenosos
	M ⁴ VIIa	Areolas do Braço de Prata	Alternâncias de arenitos finos, areias finas e bancadas pouco espessas de calcários margosos muito fossilíferos. Os principais afloramentos situam-se entre o Poço do Bispo e Braço de Prata. São nativas do Tortoniano.	MBp	Vt	Litólicos, não húmicos, pouco insaturados normais, de arenitos grosseiros	Calcareníticos
	M ⁴ VIC	Calcários de Marvila	Constituída no topo por areias finas, silto argilosas (areolas) mais ou menos consolidadas, argilas siltosas e estrados de calcário margoso conquífero intercalados e na base por arenitos micáceos, com cimento calcário, muito compactos, bastante fossilíferos, formando duas camadas muito regulares."	MMV	Vt	Litólicos, não húmicos, pouco insaturados normais, de arenitos grosseiros	Calcareníticos
	M ³ VIIb	Arenitos de Grilos	Arenitos rijos, com forte conteúdo fossilífero, por vezes grosseiros com uma matriz argilosa mais ou menos abundante e cimento calcário ou ferruginoso. Têm uma cor predominantemente amarela ou vermelha devido aos óxidos de ferro.	MGr	Vt	Litólicos, não húmicos, pouco insaturados normais, de arenitos grosseiros	Calcareníticos
	M ³ VIIa	Argilas de Xabregas	Alternância de argilas, margas, arenitos e calcários mais fossilíferos no topo. As cores dominantes são o azul e amarelo	Mxa	Vt	Litólicos, não húmicos, pouco insaturados normais, de arenitos grosseiros	Argilosos
	M ³ Vc	Calcários da Quinta das Conchas	Estratos finos, tabulares de biocalcarenitos grosseiros com concentrações de valvas de ostras, seguidos de biocalcarenitos alternando com argilas siltosas encimados por arenitos e areolas.	MQC	Vt	Litólicos, não húmicos, pouco insaturados normais, de arenitos grosseiros	Calcareníticos

			Afloram entre a avenida D. Afonso III, Xabregas e Chelas prolongando-se em direção ao Aeroporto				
	M³Vb	Areias do Vale de Chelas	Areias e arenitos medianamente grosseiros, com intercalações de leitos calcários e frequentemente de leitos ferruginosos	MVC	Vt	Litólicos de arenitos grosseiros	Calcareniticos
	M³Vc	"Calcários da Musgueira"	Biocalcarenito, biocalcarenito arenoso, arenitos finos micáceos (afloram na área do aeroporto de Lisboa)	MMu	PCs	Solos calcários de margas	Calcareniticos
	M²Va2	"Areias com Placuna miocénica"	Areias amarelas fluviais, com seixos rolados e argilas arenosas com vegetais e ostras, areias eólicas associadas a finos leitos de argila	MPm	Rc	Solos calcários de materiais arenáceos calcários pouco consolidados	Solos arenosos
	M²Va1	"Calcários de Casal Vistoso"	Bancada carbonatada, gresosa, às vezes grosseira, rica em moluscos e algas rodófitas, biocalcareniticos	MCV	Pc	Solos calcários de calcários não compactos	Calcareniticos
	M²IVb	"Areias da Quinta do Bacalhau"	Depósitos progradantes de areias arcólicas fluviais, com bancadas de argilites correspondentes a canais e a depósitos pelíticos de planície de inundação	MQB	Rc	Solos calcários de materiais arenáceos calcários pouco consolidados	Arenosos
	M²IVa	"Argilas do Forno do Tijolo"	Areias finas argilosas piritosas de cor cinzenta azulada com fósseis, arenitos finos e siltitos (afloram na área do LNEC e do CPHL)	MFT	Pca	Solos calcários de formações argiláceas associadas a depósitos calcários	Argilosos
	M²III	"Calcários de Entrecampo s (Banco Real) "	Biocalcareniticos, com fração detritica abundante, às vezes argilosos, ricos de moldes e fragmentos de moluscos, passando no topo a areias muito finas a siltitos argilosos de cor cinzenta	MEC	Pcs	Solos calcários de margas	Calcareniticos
	M¹II	"Areolas da Avenida da Estefânia"	Areias finas, areias argilosas, argilites e bancos de biocalcareniticos	MES	Pcs	Solos calcários de margas	Calcareniticos
	M¹I	"Camadas dos Prazeres"	Argilas e margas, argilites, níveis carbonosos com vegetais e gesso, no topo, níveis arenosos finos a médios micáceos, argilites arenosos	MPr	Pcs	Solos calcários de margas	Argilosos
Oligocénico	O	Formação de Benfica	Níveis de arenitos argilosos, argilas e pontualmente margas argilosas predominantemente de cores avermelhadas.	OBf	Vt		Argilosos

	B	Complexo vulcânico de Lisboa (intercalações vulcano-sedimentares)	Derrames basálticos com intercalações de materiais piroclásticos	B	Cb	Barros Castanho-Avermelhados, não Calcários, de basaltos ou doleritos ou outras rochas eruptivas ou cristalofílicas básicas - associados aos Basaltos do Complexo Vulcânico de Lisboa;	Argilosos (de basaltos)
Cretácico	C3c	Calcários cristalizados com rudistas e calcários apinhoados com Neolobites	Calcários por vezes rijos, calcários margosos, calcários apinhoados, margas, calcários cristalinos e calcários recifais	C2Bi	Pcd	Solos Calcários, Pardos dos Climas de Regime Xérico, Para-Litossolos, de outros calcários compactos – associados a Calcários e margas	Carbonatados
	C2c	Calcários margosos e margas	argilas por vezes calcárias, calcários argilosos e margas, que para o topo passam a calcário argilo-dolomítico, calcário dolomítico compacto	C2Cn	Pcd	Solos Calcários, Pardos dos Climas de Regime Xérico, Para-Litossolos, de outros calcários compactos – associados a Calcários e margas	Carbonatados

ANEXO VII

Mapas da ocupação do solo nas áreas estudadas

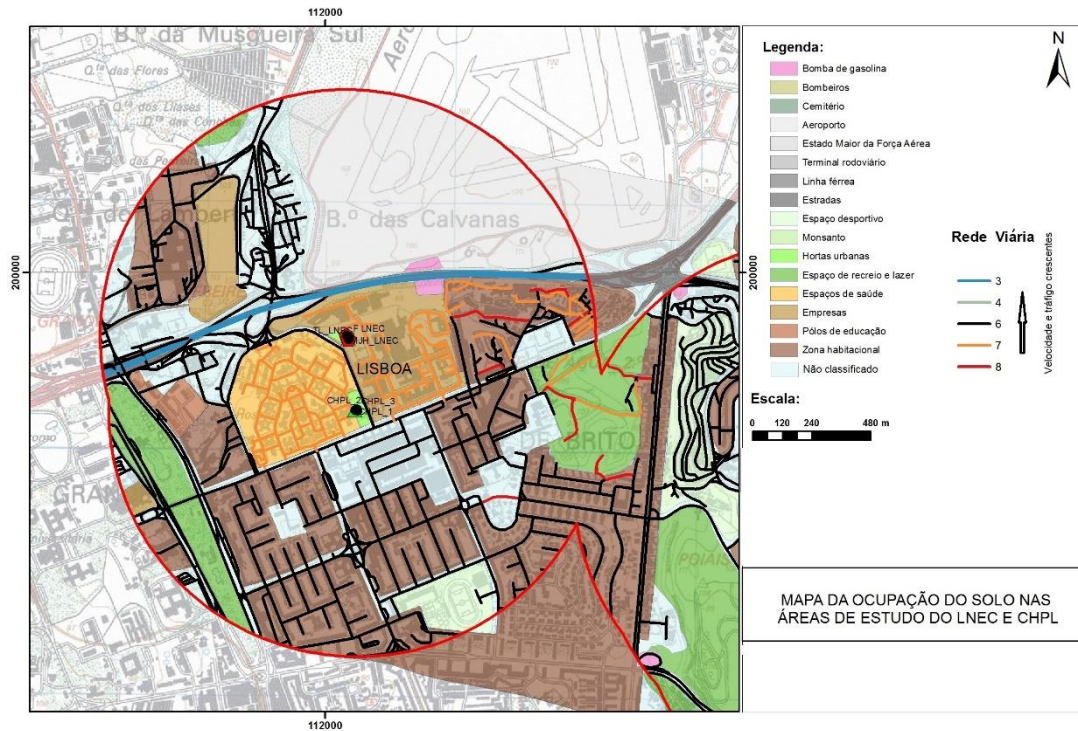


Figura 1 – Mapa da ocupação do solo nas áreas de estudo do LNEC e CHPL

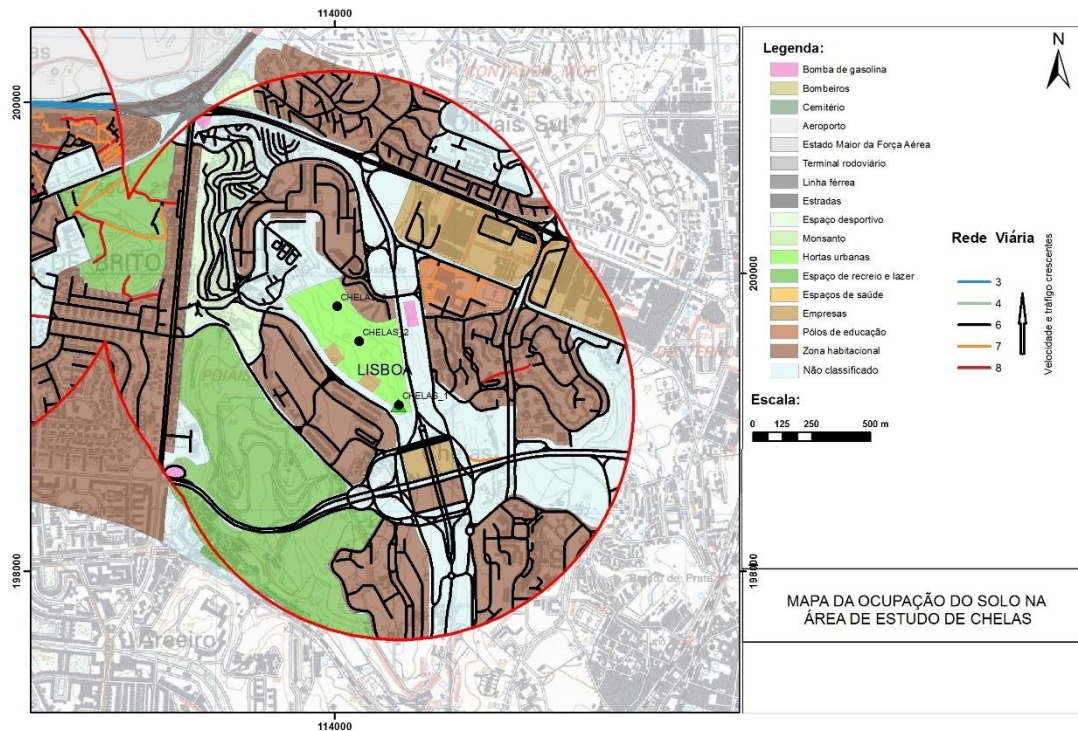


Figura 2 – Mapa da ocupação do solo na área de estudo de Chelas

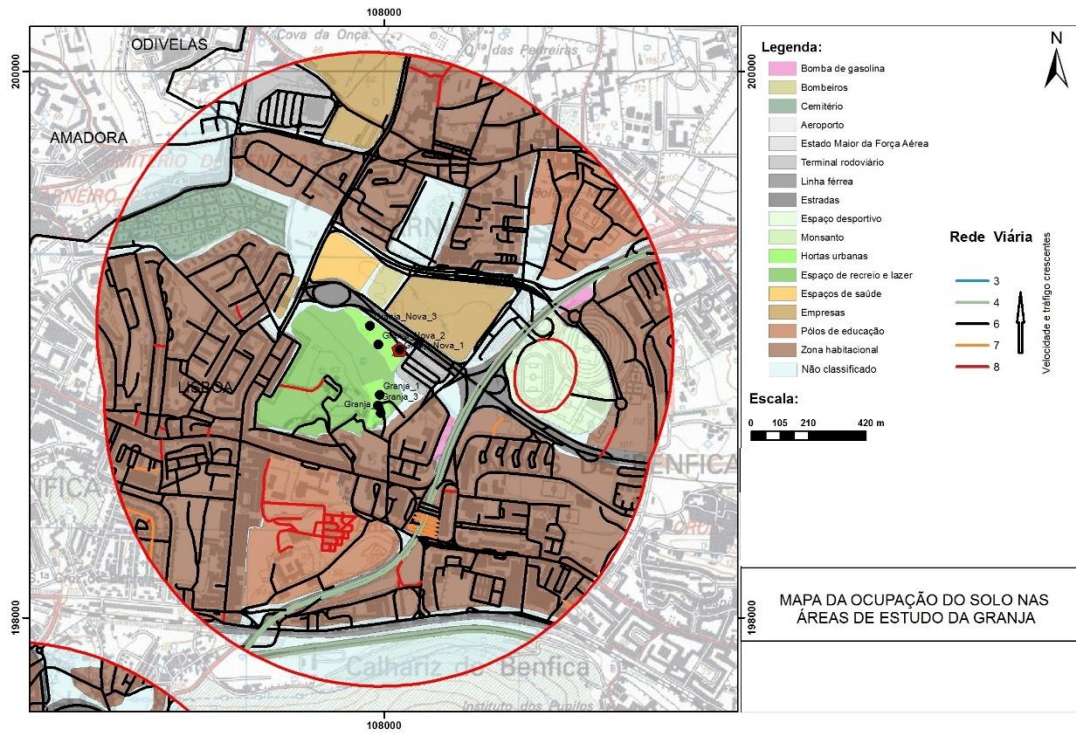


Figura 3 – Mapa da ocupação do solo nas áreas de estudo da Granja (PHG e GV)

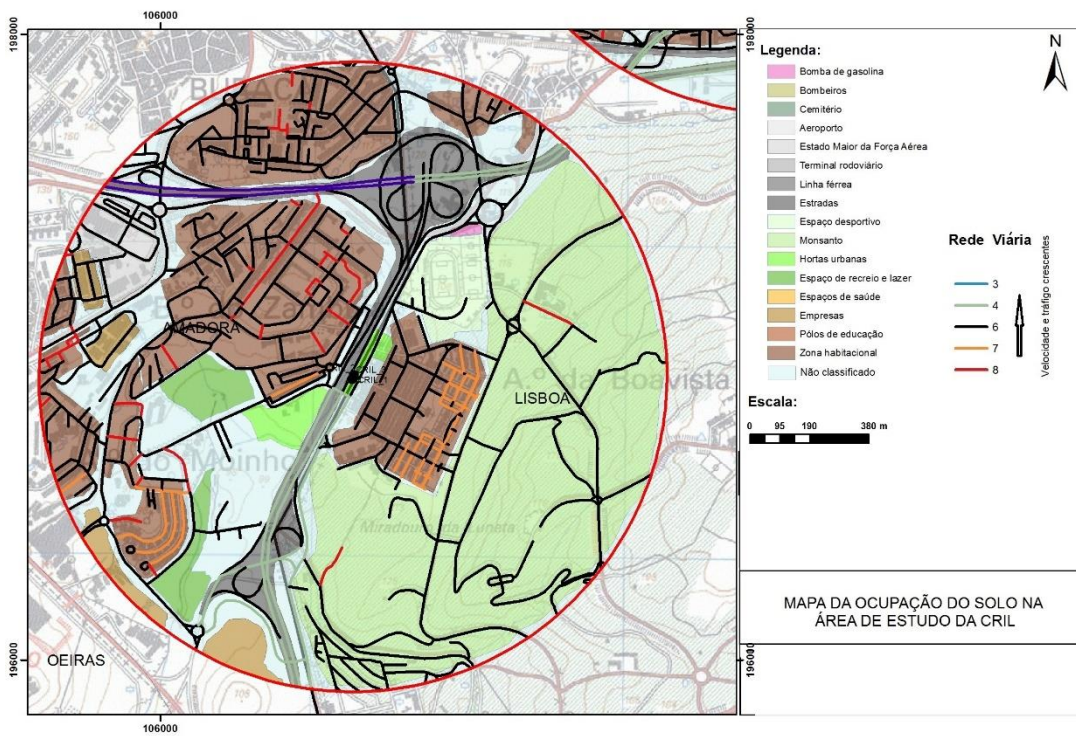


Figura 4 – Mapa da ocupação do solo na área de estudo da CRIL

ANEXO VIII

Limites de deteção do aparelho Thermo Scientific Niton XI3t gold

Elemento	LD (ppm)
Ca	40
Sc	10
Ti	30
V	15
Cr	25
Mn	25
Fe	30
Co	20
Ni	25
Cu	15
Zn	8
As	5
Se	3
Rb	2
Sr	3
Zr	4
Mo	4
Ag	10
Cd	7
Sn	13
Sb	10
Ba	45
Hg	5
Pb	4
Th	5
U	5
S	250
K	75

ANEXO IX

Resultados da análise dos solos por PXRF

	Al	As	Ba	Bi	Ca	Cd	Co	Cr	Cu	Fe	Hg	K	Mg	Mn	Mo	Ni	P	Pb	Sb	Se	Si	Sr	Ti	V	Zn
	g/kg	mg/kg	mg/kg	mg/kg	g/kg	mg/kg	mg/kg	mg/kg	mg/kg	g/kg	mg/kg	g/kg	mg/kg	mg/kg	mg/kg	mg/kg	g/kg	mg/kg	mg/kg	mg/kg	g/kg	mg/kg	g/kg	mg/kg	mg/kg
PHG 1	26,71	<LD	175,35	13,28	12,03	<LD	90,97	36,58	18,65	23,09	<LD	17,11	<LD	311,81	<LD	<LD	1,16	22,77	<LD	5,28	193,15	46,61	5,48	64,02	41,75
PHG 2	26,30	<LD	197,62	11,52	15,84	<LD	<LD	40,51	20,89	23,48	<LD	16,52	<LD	253,49	<LD	<LD	1,07	25,55	<LD	3,17	199,50	55,14	5,83	62,39	45,28
PHG 3	25,88	<LD	134,38	<LD	9,52	<LD	<LD	35,44	32,32	19,97	<LD	14,42	<LD	219,69	<LD	<LD	1,44	22,27	<LD	3,99	199,59	49,22	5,17	50,27	34,82
CHPL 1	11,80	<LD	<LD	8,92	33,37	<LD	<LD	<LD	19,00	10,21	<LD	13,57	<LD	62,03	<LD	<LD	1,88	48,26	<LD	<LD	129,32	59,40	2,33	<LD	132,08
CHPL 2	14,32	<LD	<LD	9,35	15,95	<LD	<LD	<LD	18,14	10,53	<LD	15,47	<LD	70,15	<LD	<LD	1,46	37,04	<LD	3,78	158,28	47,24	2,84	<LD	70,49
CHPL 3	12,99	<LD	<LD	0,00	27,64	<LD	<LD	<LD	15,17	10,41	<LD	14,90	<LD	87,71	<LD	<LD	1,71	58,46	<LD	<LD	135,61	55,82	2,55	<LD	136,33
F LNEC	29,32	<LD	96,68	<LD	27,79	<LD	<LD	<LD	4,50	15,91	<LD	22,70	<LD	124,41	<LD	<LD	1,34	33,82	<LD	2,20	219,94	68,36	2,71	25,83	63,14
MJH LNEC	24,46	18,13	<LD	<LD	11,17	<LD	<LD	<LD	13,19	10,05	<LD	23,09	<LD	79,38	2,76	<LD	1,18	33,56	<LD	3,61	247,35	43,97	2,19	26,44	47,50
TL LNEC	23,01	<LD	167,81	<LD	21,63	<LD	<LD	<LD	16,24	11,61	<LD	21,35	<LD	105,96	2,76	<LD	1,42	121,86	<LD	<LD	183,03	48,80	2,78	28,31	51,57
CRIL 1	25,75	<LD	458,88	<LD	49,37	<LD	210,44	71,39	53,23	82,84	<LD	9,06	<LD	1501,8	<LD	84,32	2,21	33,09	<LD	3,67	127,22	476,00	17,82	184,82	93,24
CRIL 2	32,35	<LD	558,57	<LD	40,39	<LD	<LD	92,44	55,84	94,32	<LD	9,14	<LD	1645,9	<LD	101,13	2,55	23,72	<LD	<LD	141,15	435,68	21,69	209,89	115,08
CRIL 3	29,51	<LD	487,85	14,41	45,53	<LD	<LD	105,00	53,55	87,09	<LD	8,59	<LD	1578,8	3,86	95,62	2,20	25,84	<LD	<LD	131,00	437,49	17,88	184,38	75,43
PHVC 1	25,42	<LD	94,26	16,56	13,76	<LD	<LD	<LD	17,48	15,10	<LD	21,03	<LD	133,95	<LD	<LD	1,19	34,03	<LD	3,59	186,84	43,23	3,31	38,46	43,37
PHVC 2	27,68	<LD	116,99	16,97	10,31	<LD	<LD	<LD	12,56	16,16	<LD	21,99	<LD	107,12	<LD	<LD	1,10	37,39	<LD	3,36	193,33	40,96	3,15	39,79	44,23
PHVC 3	28,22	<LD	150,82	13,65	20,85	<LD	<LD	<LD	14,98	18,61	<LD	19,81	<LD	108,76	<LD	<LD	1,07	29,09	<LD	3,60	180,08	63,03	3,20	42,04	38,42
GV 1	25,79	<LD	147,91	11,10	24,73	<LD	<LD	<LD	51,92	21,47	<LD	20,49	<LD	250,39	3,31	<LD	2,91	126,43	<LD	<LD	197,43	91,23	3,95	44,35	192,19
GV 2	19,70	<LD	187,37	<LD	52,78	<LD	<LD	<LD	87,13	21,89	<LD	18,29	<LD	308,34	4,48	<LD	3,62	244,47	<LD	<LD	183,03	139,80	3,72	44,63	207,89
GV 3	19,30	<LD	157,62	<LD	65,08	<LD	<LD	<LD	62,72	16,64	<LD	17,67	<LD	204,50	<LD	<LD	2,98	230,32	<LD	<LD	183,69	115,86	3,02	<LD	114,94

