



Lisboa, 11-14 Maio | May 2021

CIGRAC 2020⁺1

Livro de Resumos
Abstract Book

Conferência Internacional sobre Gestão e Reabilitação de Áreas Contaminadas
International Conference on Contaminated Land Management and Rehabilitation

CIGRAC 2020⁺¹

Livro de Resumos | Abstract Book

Erika von Zuben & Paulo Sá Caetano (Eds.)

Edição | Editor

Associação Técnica para o Estudo de Contaminação de Solo e Água Subterrânea - AECSAS

ISBN: 978-989-33-1802-7

COM O ALTO PATROCÍNIO
DE SUA EXCELÊNCIA
UNDER THE HIGH PATRONAGE OF THE
PRESIDENT OF THE PORTUGUESE REPUBLIC



O Presidente da República



Organização | Organization

Associação Técnica para o Estudo de Contaminação de Solo e Água Subterrânea (AECSAS)
Laboratório Nacional de Engenharia Civil
Colégio de Engenharia Geológica e de Minas da Ordem dos Engenheiros
Soldí Ambiental

Comissão de Honra | Honour Committee

Senhor Presidente da Câmara Municipal de Lisboa: Fernando Medina
Senhor Embaixador do Brasil: Carlos Alberto Simas Magalhães
Senhor Bastonário da Ordem dos Engenheiros: Carlos Mineiro Aires
Senhor Presidente do Laboratório Nacional de Engenharia Civil: Carlos Pina
Senhor Presidente da Câmara de Comércio e Indústria Luso-Brasileira: Clovis Martines

Comissão organizadora | Organizing committee

Presidente: Erika von Zuben
Carlos Costa
Celeste Jorge
Paulo Sá Caetano

Soldí Ambiental

Patrícia Almendro Ruiz
Alexei von Zuben
Cinthya Carvalho

Secretariado | Secretariat

Daniela Dias

Staff Técnico | Technical Staff

Catarina Alves
Catarina Santos
João Filipe
José Regueira
Raquel Dione Pereira
Raquel Valente

Comissão Consultiva Internacional | International Advisory Committee

Anabela Reis	Ignacio Barco Luengo	Paulo César Negrão
Carla Amado Gomes	José Eduardo Ismael Lutti	Paulo Lojkasek Lima
Carlos Costa	Judite Fernandes	Rodrigo Cunha
Celeste Jorge	Laurent Bakker	Roy Thun
Cristina Delerue-Matos	Luís Arroja	Rubens Spina
Dietmar Müller-Grabherr	Maria João Batista	Sofia Barbosa
Dominique Guyonnet	Maria Teresa Goulão	Tasso Alexandre Pires Cipriano
Edgar Carvalho	Marco Falconi	Thiago Gomes
Erika von Zuben	Paul Bardos	Tomás Albergaria
Frank Stwarjes	Paul Nathanail	
Hélder Chaminé	Paulo Sá Caetano	



Patrocinadores | Sponsors

DIAMOND



PLATINUM



GOLD



SILVER



BRONZE



Apoio Institucional | Institutional Support



Media Partners



Índice | Contents

PROGRAMA PROGRAMME	1
<i>Gestão e reabilitação de áreas contaminadas</i>	
Mensagem da Presidente da Comissão Organizadora - Erika von Zuben	5
<i>Contaminated land management and rehabilitation</i>	
Message from the President of the Organizing Committee) - Erika von Zuben	6
KEYNOTES	7
<i>Removal of emerging contaminants from wastewater: Pharmaceuticals</i>	
Andreia Silva, Cristina Soares, Luísa Correia-Sá, Olga Freitas, Henri Nouws, Manuela Correia, Paula Paíga, Sónia Figueiredo & Cristina Delerue-Matos	8
<i>Progress in contaminated sites management in Europe</i>	
Marco Falconi	10
<i>Risk based management of PFAS contaminated soil and groundwater</i>	
Paul Nathanail	13
<i>Contaminated Land Management towards 2030 – ambitions for change under the EU Green Deal</i>	
Dietmar Müller-Grabherr	15
<i>Sustainable and risk based land management (SBRLM)</i>	
Paul Bardos, Xueting Shao, Ren Yong & Jinyu Lal	17
RESUMOS ABSTRACTS	21
INVESTIGAÇÃO INVESTIGATION	22
Tema Theme: Modelos Conceptuais Conceptual Site Models	
<i>Refining the Conceptual Site Model with a Multiple Lines of Evidence Investigation</i>	
Filipe Biaggioni, Roberta Mori & Victor Vanin	23
<i>Integrated conceptual model for health and environmental impact assessment in brownfield redevelopment areas</i>	
Erika von Zuben, João Brissos, Mara Lopes, Daniel Vendas & Carlos Costa	25
<i>Redeveloping CSM with SMART Characterization® and Stratigraphic Flux™</i>	
Willem M. Takiya, Flavio Gutierrez, Paulo Lojkasek Lima, Lucas Brito & Ana Paula Agostinelli	27
<i>Modelo conceptual e estratégias para remediação de LNAPL</i>	
Erika von Zuben, Ricardo Manuel, Carlos Costa & Daniel Vendas	28
<i>Review of Conceptual Site Model (CSM) and Remediation Approach after High-Resolution Site Characterization using Combined OIP and HPT Technologies</i>	
Rodrigo da Silva Trentin, Milly Saturnino & Francisco Campos Castro de Carvalho	30
Tema Theme: Investigação de Alta Resolução High-Resolution Site Characterization	
<i>Complete Redefinition of Conceptual Site Model based on a High-Resolution Site Characterization Approach – A Case study of a High-Risk Site Contaminated by Chlorinated Compounds</i>	
Ariane Correa Barbosa, Carlos Cesar Malta-Oliveira & Sandro Souto de Souto	32
<i>Investigação de Alta Resolução (OIP) com uso de Sondagens Inclinadas para Delimitação de LNAPL sob Edificações Ocupadas</i>	
Luis Adensohn, Rafael Franklin & Andreia Yoshinari	34
<i>Building a flux-based Conceptual Site Model for an optimized remediation approach from a Smart Characterization® using combined HRSC tools and model validation</i>	
Victor Inada, Júlio Vilar, Lucas Jardim, Dário Vaz & Júlio Costa	36
<i>Environmental Data Management and Industry 4.0</i>	
Dan Alexander	38

Tema | Theme: Amostragem & Monitorização | Sampling & Monitoring

<i>Continuous Monitoring of indoor Air Helps to Evaluate Risk from PCE and TCE Exposure in a Residential Complex in Brazil</i>	Paulo Negrao, Blayne Hartman & Mark Kram	39
<i>Como utilizar corretamente os poços de monitoramento como instrumento de aquisição de dados em investigação de áreas contaminadas?</i>	Marcos Tanaka Riyis & Heraldo Luiz Giacheti	40
<i>Excel Spreadsheet to Determine Hydraulic Conductivity from Low Flow Sampling Field Data</i>	Paulo Negrao	42
<i>Considerações Sobre a Amostragem de Solo de Perfil Completo como Ferramenta de Investigação de Áreas Contaminadas</i>	Marcos Tanaka Riyis, Edson Arakaki & Heraldo Luiz Giacheti	43
<i>CSIA and other Lines of Evidence for Multiple Sources Identification on a Large Tetrachloroethylene Plume</i>	Willem M. Takiya, Flavio Gutierrez, Paulo Lojkasek Lima & Daniel Diaz	45
<i>Influência do Método de Amostragem na Análise de Metais em Área Contaminada por Resíduos Sólidos Urbanos (RSU)</i>	Tuane Alves da Silva Kempfer, Renata Ester dos Santos Zapata & Amanda Gonçalves Kieling	46

Tema | Theme: Intrusão de Vapores | Vapour intrusion

<i>Utilização de amostradores passivos vsorber® para a investigação de áreas fonte e de contaminação do solo por BTEX em um terreno de um antigo posto de gasolina</i>	Rafael Fernando Sato & Ariane Rache	48
<i>Avaliação de Procedimentos de Ensaios de Flux Chamber para Áreas Contaminadas</i>	Lina Araki, Andreia Yoshinari & Rafael Franklin	50
<i>Real Quick Field Insights: Real-Time High-Resolution Vapor Intrusion Monitoring</i>	Willem M. Takiya, Leandro Oliveira, Eduardo Patrício dos Santos, Arthur Pinto & Daniel Diaz	52
<i>Sistema de Dados Ambientais - Como uma iniciativa de compartilhamento de dados pode auxiliar no estudo do fator de atenuação de intrusão de vapores</i>	Guilherme Panichi Amaro, Calvin Lost, Atila Pessoa, Leandro Freitas, Humberto Hagio, Adriel Simeão & Danilo Saunite	54

Tema | Theme: Metais | Metals

<i>Environmental impacts of lithium mining operations on soil and groundwater</i>	Daniela Dias, André Sanches, Carlos Costa & Paulo Sá Caetano	56
<i>Comportamento de Metais Potencialmente Tóxicos numa Planície Aluvionar: Proposta para Instalação de uma Barreira Reactiva Permeável</i>	Catarina Pinho, Rita Fonseca, Júlio Carneiro & António Araújo	58
<i>Metal availability in sediments from catchments with different land use in Northern Portugal: environmental risk assessment</i>	Bernardete Vieira, Marta Roboredo Rita Fonseca & Anabela Reis	60
<i>Análise de amostras geológicas em áreas mineiras abandonadas – caso de estudo: mina de Rio de Frades</i>	Bárbara Fonseca, Joaquim Góis & António Guerner Dias	62
<i>Valores de fundo natural: o arsénio nos solos da região do Porto</i>	Ricardo Manuel & Mariana Branco	64
<i>Modelos Geomatemáticos no Estudo da Dispersão Espacial de Metais Pesados em Solos Urbanos. O caso de estudo da cidade do Porto.</i>	Joaquim Góis, Ana Rosa, Ana Monteiro, Helena Madureira & José Almeida	66
<i>Remediação de solos contaminados por metais pesados – combinação de nanotecnologias e aditivos naturais</i>	Liliana F. Cardoso, António Alberto S. Correia & Maria G. Rasteiro	68

Tema | Theme: Hidrocarbonetos | Organic

<i>Forest fires impact on the presence and levels of Polycyclic Aromatic Hydrocarbons and its behaviour in soils</i> Patrícia Santos, Maria J. Fernandes, Manuela Carvalho, Felipe M. Vázquez & Cristina Delerue-Matos	70
<i>Forensic Analytical Approach for Hydrocarbon Fingerprinting in Soil Vapor Samplings: Example of a Residential Neighborhood in Brazil</i> José Carlos Rocha Gouvêa Júnior	72
<i>Importância da seleção adequada da ferramenta de alta resolução para investigação de sites complexos. Estudo de caso com o uso de OIP Green (OIP-G)</i> Marcos Vinícius Corrêa Garcia, Ana Carolina Corredori & João Carlos Cerqueira	73
<i>Environmental Forensic Investigation in the Residential Neighborhood Volta Grande IV, Volta Redonda, RJ, Brazil, Using TPH and PAHs Analyses in Soil Samples</i> José Carlos Rocha Gouvêa Júnior	75

Tema | Theme: Emergentes | Emergent

<i>TCH removes PFAS from soil – but where does it go? Removal and fate of PFAS during thermal soil remediation</i> Søren Eriksen, Niels Ploug & Aaron Schultz	76
<i>Environmental Impacts Associated with the presence of Pesticides and Pharmaceuticals in Municipal Wastewater</i> Elena Surra, Manuela Correia, Sónia Figueiredo, Jaime Gabriel Silva, Joana Vieira, Sandra Jorge, Marta Pazos, Maria Ángeles Sanromán, Nuno Lapa & Cristina Delerue-Matos	77
<i>Emerging contaminants & potential of biodegradation</i> Martin Slooijer, Rogier de Waele, Remi Peters, John Dijk, Sergio Verissimo Filho & Mayara Pupo	79
<i>Monitoring of emerging pollutants in sewage sludge</i> Diana Rede, Pedro Teixeira, Marta Oliveira, Cristina Delerue-Matos & Virgínia da Cruz Fernandes	80

TRATAMENTO | TREATMENT

82

Tema | Theme: Termal | Thermal

<i>Thermal Desorption of Highly-impacted mercury Soils in an Urban Area</i> Aurélien Vandekerckhove, Hatem Saadaoui & Jan Haemers	83
<i>Fractured crystalline bedrock - Is thermal an option or are we wrong?</i> Niels Ploug, Jesper Holm & Steffen Griepke	84
<i>Pilot scale "in pile" thermal desorption remediation of soil contaminated with mercury and pesticides</i> Ewa K. Andersen, Søren Eriksen & Jesper Holm	85
<i>High Temperature IT-DSPTM Ex-Situ Plot Tests –A Case Study</i> Nicolas Bernardes, Clayton Campbell, David Rountree & Cesar Bardelli	87

Tema | Theme: Químico | Chemical

<i>Monitoring of Soil Flushing in an Alluvium Polluted with Chlorinated Compounds from Lindane Wastes</i> Aurora Santos, David Lorenzo, Carmen M. Domínguez, Bárbara Biosca, Lucía Arévalo-Lomas, Jesús Díaz-Curiel & Jorge Gómez	89
<i>GeoForm: an innovative biogeochemical Treatment of CVOCs</i> Alberto Leombruni & Michael Mueller	91
<i>Complete Dechlorination of Chlorinated Ethenes and Chloroform in a Brackish Environment</i> Martin Slooijer, John Dijk, Michela de Camillis & Remi Peters	93

Tema | Theme: Biológico | Biological

<i>Applying the Landfarming Technique to remediate a large amount of soil contaminated with thermal oil</i> Cynthia Alcántara & Norbert Nägele	94
<i>Innovative bioremediation of MTBE and organics: in situ bio-sparging and high yield MTBE bioreactor development</i> Martin Slooijer, John Dijk, Michela de Camillis, Jan van den Boogaart & Leen Bastiaens	96

<i>Phytoremediation Potential of Cereals on Petroleum Hydrocarbons Mixed Soil</i> Silvana Manasievska Simikj, Tatjana Mitkova, Mile Markoski & Ice Rikaloski	97
<i>Cyclic bioremediation of a heavily impacted Xylene site in Westerlo (BE) – 100% on site biological treatment of soil, groundwater and soil vapor</i> Martin Slooijer, Michela de Camillis, Jan van den Boogaart & Mayara Pupo	99
<i>Full-scale Application in Italy of EHC® Liquid Technology: Combined ISCR and ERD Treatment of an Aerobic Aquifer Impacted with Tetrachloromethane and Chloroform</i> Alberto Leombruni, Daniel Leigh & Michael Mueller	100

Tema | Theme: Tecnologias Combinadas | Combined techniques

<i>Implantação de Sistema de Extração de Gases e Vapores (SVE) Inclinado sob Edificações Habitadas e Modelagem de Fluxo de Ar no Subsolo</i> Luis Adensohn, Rafael Franklin & Andreia Yoshinari	102
<i>Teste piloto de técnicas combinadas para otimização de abordagem de remediação em site contaminado por LNAPL no Brasil</i> Lucas Jardim, Victor Inada, Dário Vaz, Filipe Ferreira, Júlio Vilar & Amanda Bustamante	104
<i>Utilização das ferramentas de Atenuação Natural Monitorada (ANM) para avaliação de técnicas de remediação combinadas</i> Maria Cristina Franceschini Chade, Diego Jorge da Silva & Lucas Jardim Athayde	106
<i>Potential use of peat, compost, and biochar in the remediation of contaminated areas: Zn sorption isotherm models</i> Jacqueline Zanin Lima, Eduardo A. Ferreira da Silva & Valéria G. S. Rodrigues	108
<i>Remediação de uma Área Contaminada por Compostos Organoclorados pelo Método de Sistema Integrado (SVE+GDRS+BH)</i> Jaqueline Rodriguez & Thamires do Valle	110
<i>An historical pollution in the Postiguet beach. Remediation project performed in Alicante beach</i> Araceli Mir, Alejandro Pelayo, Maria Jesús Kaifer & José María Caleya	112

REABILITAÇÃO | REHABILITATION

114

Tema | Theme: Planeamento & Desenvolvimento | Planning & Redevelopment

<i>Brownfield Revitalization and Future Value Increase with a High-Resolution Site Characterization Approach</i> Mateus Knabach Ewald, Herbert Amorim & Vitor Luiz Pereira	115
<i>Integrated Management Strategy for Usina Presidente Vargas (UPV) MegaSite</i> José Carlos Rocha Gouvêa Júnior	117
<i>Reabilitação de área industrial contaminada por aplicação de diferentes técnicas de remediação ambiental</i> Rodrigo Coelho & Rubens Spina	119
<i>Reshaping Lisbon Waterfront Through Sustainable Urban Development</i> Carlos Costa, Daniel Vendas & Erika von Zuben	121
<i>Avaliação preliminar do risco de contaminação de solos por actividade industrial em áreas urbanas</i> Graça Brito, Paulo Sá Caetano, André Sanches, Cláudia Pinto, José Canêdo, Pedro Desidério, Andrei Spiridon & Sofia Santos	123

Tema | Theme: Gestão de Resíduos | Waste Management

<i>Contamination generated by old dumps. A tannery waste landfill case study.</i> João Brissos, Carlos Costa & Daniel Vendas	125
<i>Soil Recovery Facilities: How Inert Is Inert?</i> Carlos Costa, Daniel Vendas & Paulo Sá Caetano	127
<i>Acompanhamento Ambiental da Operação de Descontaminação de Solos do Loteamento A da Matinha (Lisboa)</i> Michel Lopes, André Francisco & Daniel Vendas	129
<i>Decision Consequence Analysis (DCA) of Intervention Alternatives on Landfills Wandir I and II, Volta Redonda (RJ - Brazil)</i> José Carlos Rocha Gouvêa Júnior	131



Tema | Theme: Aspectos Legais e Responsabilidade Ambiental | Legal & Environmental Liability

<i>Desafios de integração técnica e jurídica em reabilitação de áreas contaminadas.</i>	Flávio Lopes Linquevis & Joyce Cruz Di Giovanni	133
<i>Desafios jurídicos para a remediação de áreas contaminadas no Brasil</i>	Marina Monné de Oliveira	135
<i>Solos Contaminados – Aspectos legais e responsabilidade ambiental</i>	Pedro Morais Cardoso & Tomás Carrilho Duarte	137
<i>Certificação profissional dos técnicos responsáveis por estudos de avaliação da contaminação de solos e águas subterrâneas e de projetos de remediação de terrenos contaminados</i>	Paulo Sá Caetano, António Guerreiro de Brito & João Pereira Gomes	139
<i>Importância do Sistema de Gestão da Qualidade na Amostragem de Solos, Águas Subterrâneas na Investigação de Áreas Contaminadas</i>	Rosana Maria de Macedo Borges & Patricia Almendro Ruiz	141
<i>Quantificação e valoração das ações de investigação de áreas contaminadas por combustíveis fósseis.</i>	Mário de Brito Marcelino & Joel Sígolo	143
Tema Theme: Estratégias Sustentáveis Sustainable strategies		
<i>Bioengineering and Remedial Liability Take-over as solution for conflicting site clean-up and windmill constructions in Geel, Belgium</i>	Martin Slooijer, Rogier de Waele, Jan van den Boogaart & Michela de Camillis	145
<i>Lessons learned from public participation in environmental monitoring commission of decontamination project</i>	Carlos Costa & Erika von Zuben	146
<i>Green remediation strategies: the contribution to sustainable development</i>	Celeste Jorge	148
<i>Práticas sustentáveis para a reutilização de áreas contaminadas no município de São Paulo (SP)</i>	Rizia Miranda Aguiar, Isabel Cristina de Barros Trannin & Paulo Cesar Lodi	150
ÍNDICE AUTORES (oradores) AUTHOR INDEX (speakers)		152

PROGRAMA PROGRAMME



12/05/2021

10:30 - 14:00			
VIRTUAL TECHNICAL EXHIBITION - SPONSORS PRESENTATIONS			
14:00 - 14:30			
Opening Session			
	Room 1	Room 2	Room 3
	Session 1.1 Investigation	Session 1.2 Treatment	
	<p>Theme I-1 Conceptual site model (CSM)</p> <p>Chair President: Laurent Bakker (TAUW)</p> <p>Moderator: Norbert Brandsch (EBP)</p> <p>Main Language Portuguese</p>	<p>Theme T-1 Thermal</p> <p>Chair President: Rubens Spina (EBP)</p> <p>Moderator: Thiago Gomes (AESAS)</p> <p>Main Language English</p>	
14:30 - 14:45	Refining the Conceptual Site Model with a Multiple Lines of Evidence Investigation - Roberta Mori	Thermal Desorption of Highly-impacted mercury Soils in an Urban Area - Aurélien Vandekerckhove	
14:45 - 15:00	Integrated conceptual model for health and environmental impact assessment in brownfield redevelopment areas - Erika von Zuben	Fractured crystalline bedrock - Is thermal an option or are we wrong? - Niels Ploug	
15:00 - 15:15	Rodeveloping CSM with SMART Characterization and Stratigraphic Flux TM - Willem Mitsuo Takiya	Pilot scale "in pile" thermal desorption remediation of soil contaminated with mercury and pesticides - Ewa K. Andersen	
15:15 - 15:30	Modelo conceptual e estratégias para remediação de LNAPL - Erika von Zuben	High Temperature IT-DSPTM Ex-Situ Plot Tests -A Case Study - Nicolas Bernardes	
15:30 - 15:45	Review of Conceptual Site Model (CSM) and Remediation Approach after High-Resolution Site Characterization - Rodrigo da Silva Trentin	Questions & Answers	
15:45 - 16:00	Questions & Answers		
16:00 - 16:30			
Break			
16:30 - 17:30			
Keynote Speaker - Cristina Delerue-Matos "Removal of emerging contaminants from wastewater: Pharmaceuticals"			
	Room 1	Room 2	Room 3
	Session 2.1 Investigation	Session 2.2 Treatment	Workshop EarthSoft
	<p>Theme I-5 Metals</p> <p>Chair President: Carlos Costa (AECAS)</p> <p>Moderator: Sofia Barbosa (FCTUNL)</p> <p>Main Language Portuguese</p>	<p>Theme T-2 Chemical</p> <p>Chair President: Joaquim Góis (OE)</p> <p>Moderator: Paulo Negrão (CLEAN)</p> <p>Main Language English</p>	<p>Effective Communication through EQuIS Enterprise Dashboards*</p> <p>Main Language English</p>
17:30 - 17:45	Environmental impacts of lithium mining operations on soil and groundwater - Daniela Dias	Monitoring of Soil Flushing in an Alluvium Polluted With Chlorinated Compounds From Lindane Wastes - Aurora Santos	
17:45 - 18:00	Comportamento de Metais Potencialmente Tóxicos numa Planície Aluvionar; Proposta para Instalação de uma Barreira Reactiva Permeável - Catarina Pinho	GeoForm: an innovative biogeochemical Treatment of CVOCs - Alberto Leombruni	
18:00 - 18:15	Metal availability in sediments from catchments with different land use in Northern Portugal: environmental risk assessment - Anabela Reis	Complete Dechlorination of Chlorinated Ethenes and Chloroform in a Brackish Environment - Martin Slooijer	
18:15 - 18:30	Análise de amostras geológicas em áreas mineiras abandonadas – caso de estudo: mina de Rio de Frades - Bárbara Fonseca	Questions & Answers	
18:30 - 18:45	Valores de fundo natural: o arsénio nos solos da região do Porto - Ricardo Manuel		
18:45 - 19:00	Modelos Geomatemáticos no Estudo da Dispersão Espacial de Metais Pesados em Solos Urbanos O caso de estudo da cidade do Porto. - Joaquim Góis		
19:00 - 19:15	Remediação de solos contaminados por metais pesados – combinação de nanotecnologias e aditivos naturais - Liliana Cardoso		
19:15 - 21:00			
VIRTUAL TECHNICAL EXHIBITION - SPONSORS PRESENTATIONS			



13/05/2021

10:30 - 13:30				VIRTUAL TECHNICAL EXHIBITION - SPONSORS PRESENTATIONS			
13:30 - 14:30				<p align="center">Keynote Speaker - Marco Falconi Progress in contaminated sites management in Europe</p>			
Room 1		Room 2		Room 3			
Session 3.1 Investigation		Session 3.2 Treatment		Session 3.3 Rehabilitation			
<p>Theme I-3 Sampling & Monitoring</p> <p>Chair President: Ignacio Barco (TAUW)</p> <p>Moderator: Patricia Ruiz (AECASAS)</p> <p>Main Language Portuguese</p>		<p>Theme T-3 Biological</p> <p>Chair President: Maria Jesus Kaifer (Ecodeal)</p> <p>Moderator: Celeste Jorge (LNEC)</p> <p>Main Language English</p>		<p>Theme R-1 Planning & Redevelopment</p> <p>Chair President: Luis Gamboa (VIC)</p> <p>Moderator: Erika von Zuben (AECASAS)</p> <p>Main Language Portuguese</p>			
14:30 - 14:45		<p>Continuous Monitoring of Indoor Air Helps to Evaluate Risk from PCE and TCE Exposure in a Residential Complex in Brazil. - Paulo Cesar de Melo Negroao</p>		<p>Applying the Landfarming Technique to remediate a large amount of soil contaminated with thermal oil - Cynthia Alcántara</p>		<p>Brownfield Revitalization and Future Value Increase with a High-Resolution Site Characterization Approach - Mateus Knabach Ewald</p>	
14:45 - 15:00		<p>Como utilizar corretamente os poços de monitoramento como instrumento de aquisição de dados em investigação de áreas contaminadas? - Marcos Tanaka Riyis</p>		<p>Innovative bioremediation of MTBE and organics: in situ bio-sparging and high yield MTBE bioreactor development - Martin Stoojter</p>		<p>Integrated Management Strategy for Usina Presidente Vargas (UPV) MegaSite - José Carlos Rocha Gouvêa Júnior</p>	
15:00 - 15:15		<p>Excel Spreadsheet to Determine Hydraulic Conductivity from Low Flow Sampling Field Data - Paulo Cesar de Melo Negroao</p>		<p>Phytoremediation potential of cereals on petroleum hydrocarbons mixed soil - Silvana Manasievska Simikj</p>		<p>Reabilitação de área industrial contaminada por aplicação de diferentes técnicas de remediação ambiental - Rodrigo Coelho</p>	
15:15 - 15:30		<p>Considerações Sobre a Amostragem de Solo de Perfil Completo como Ferramenta de Investigação de Áreas Contaminadas - Marcos Tanaka Riyis</p>		<p>Cyclic bioremediation of a heavily impacted Xylene site in Westerlo (BE) – 100% on site biological treatment of soil, groundwater and soil vapor - Mayara Pupo</p>		<p>Reshaping Lisbon Waterfront Through Sustainable Urban Development - Carlos Costa</p>	
15:30 - 15:45		<p>CSIA and Other Lines of Evidence for Multiple Sources Identification on a Large Tetrachloroethylene Plume - Willem Takiya</p>		<p>Full-scale Application in Italy of EHC® Liquid Technology: Combined ISCR and ERD Treatment of an Aerobic Aquifer Impacted with Tetrachloromethane and Chloroform - Alberto Leombruni</p>		<p>Avaliação preliminar do risco de contaminação de solos por actividade industrial em áreas urbanas - Graça Brito</p>	
15:45 - 16:00		<p>Influência do Método de Amostragem na Análise de Metais em Área Contaminada por Resíduos Sólidos Urbanos (RSU) - Tuane Alves da Silva Kempfer</p>		Questions & Answers		Questions & Answers	
16:00 - 16:30				Break			
Room 1		Room 2		Room 3			
Session 4.1 Investigation				Session 4.3 Rehabilitation			
<p>Theme I-2 High-Resolution Site Characterization</p> <p>Chair President: Graça Brito (FCTUNL)</p> <p>Moderator: Celeste Jorge (LNEC)</p> <p>Main Language Portuguese / English</p>				<p>Theme R-2 Waste Management</p> <p>Chair President: Jorge Tropa (EGEO)</p> <p>Moderator: Luis Realista (AVE)</p> <p>Main Language Portuguese</p>			
16:30 - 16:45		<p>Complete Redefinition of Conceptual Site Model based on a High-Resolution Site Characterization Approach – A Case study of a High-Risk Site Contaminated by Chlorinated Compounds - Ariane Correa Barbosa</p>				<p>Contamination generated by old dumps. A tannery waste landfill case study - João Brissos</p>	
16:45 - 17:00		<p>Investigação de Alta Resolução (OIP) com uso de Sondagens inclinadas para Delimitação de LNAPL sob Edificações Ocupadas - Luis Adensohn</p>				<p>Soil Recovery Facilities: How Inert Is Inert? - Carlos Costa</p>	
17:00 - 17:15		<p>Building a flux-based Conceptual Site Model for an optimized remediation approach from a Smart Characterization® using combined HRSC tools and model validation - Victor Inada Cruz</p>				<p>Acompanhamento Ambiental da Operação de Descontaminação de Solos do Loteamento A da Matinha (Lisboa) - Michel Lopes</p>	
17:15 - 17:30		<p>Environmental Data Management and Industry 4.0 - Dan Alexander</p>				<p>Decision Consequence Analysis (DCA) of Intervention Alternatives on Landfills Wandir I and II, Volta Redonda (RJ - Brasil) - José Carlos Rocha Gouvêa Júnior</p>	
17:30 - 17:45		Questions & Answers				Questions & Answers	
17:45 - 18:45				<p align="center">Keynote Speaker - Paul Nathanail "Risk based management of PFAS contaminated soil and groundwater"</p>			
19:00 - 21:00				VIRTUAL TECHNICAL EXHIBITION - SPONSORS PRESENTATIONS			



14/05/2021

14:30 - 13:30			
VIRTUAL TECHNICAL EXHIBITION - SPONSORS PRESENTATIONS			
Keynote Speaker Dietmar Muller-Grabherr "Contaminated Land Management towards 2030 – ambitions for change under the EU Green Deal"			
13:30 - 14:30	Room 1	Room 2	Room 3
	Session 5.1 Investigation	Session 5.2 Treatment	Session 5.3 Rehabilitation
	Theme I-4 Vapour Intrusion	Theme T-4 Combined techniques	Theme R-3 Legal & Environmental Liability
	Chair President: Cesar Malta (FINKLER) Moderator: Maria João Batista (LNEG) Main Language Portuguese	Chair President: Norbert Brandsch (EBP) Moderator: Carlos Costa (AECSAS) Main Language Portuguese	Chair President: Carla Amado Gomes (FDUL) Moderator: Tasso Cipriano (FELSBERG) Main Language Portuguese
14:30 - 14:45	Utilização de amostradores passivos vsorber® para a investigação de áreas fonte e de contaminação do solo por BTEX em um terreno de um antigo posto de gasolina - Rafael Sato	Implantação de Sistema de Extração de Gases e Vapores (SVE) Inclinado sob Edificações Habitadas e Modelagem de Fluxo de Ar no Subsolo - Luis Adensohn	Desafios de integração técnica e jurídica em reabilitação de áreas contaminadas - Flávio Lopes Linquevis
14:45 - 15:00	Avaliação de Procedimentos de Ensaio de Flux Chamber para Áreas Contaminadas - Lina Araki	Teste piloto de técnicas combinadas para otimização de abordagem de remediação em site contaminado por LNAPL no Brasil - Victor Inada	Desafios jurídicos para a remediação de áreas contaminadas no Brasil - Marina Monné de Oliveira
15:00 - 15:15	Real Quick Field Insights: Real-Time High-Resolution Vapor Intrusion Monitoring - Willem Mitsuo Takiya	Utilização das ferramentas de Atenuação Natural Monitorada (ANM) para avaliação de técnicas de remediação combinadas - Maria Chade	Solos Contaminados – Aspectos legais e responsabilidade ambiental - Pedro Morais Cardoso
15:15 - 15:30	Sistema de Dados Ambientais - Como uma iniciativa de compartilhamento de dados pode auxiliar no estudo do fator de atenuação de intrusão de vapores - Guilherme Panichi Amaro	Potential use of peat, compost, and biochar in the remediation of contaminated areas: Zn sorption isotherm models - Jacqueline Zanin Lima	Certificação profissional dos técnicos responsáveis por estudos de avaliação da contaminação de solos e águas subterrâneas e de projetos de remediação de terrenos contaminados - Paulo S Caetano
15:30 - 15:45	Questions & Answers	Remediação de uma Área Contaminada por Compostos Organoclorados, pelo Método de Sistema Integrado (SVE+GDRS+BH) - Jaqueline Rodriguez	Importância do Sistema de Gestão da Qualidade na Amostragem de Solos, Águas Subterrâneas na Investigação de Áreas Contaminadas - Rosana Maria de Macedo Borges
15:45 - 16:00		An historical pollution in the Postiguet beach. Remediation project performed in Alicante beach - Araceli Mir	Quantificação e valoração das ações de investigação de áreas contaminadas por combustíveis fósseis - Mário de Brito Marcelino
16:00 - 16:15		Questions & Answers	Questions & Answers
16:15 - 16:45	Break		
	Room 1	Room 2	Room 3
	Session 6.1 Investigation	Session 6.2 Investigation	Session 6.3 Rehabilitation
	Theme I-6 Organic	Theme I-7 Emergent	Theme R-4 Sustainable strategies
	Chair President: Judite Fernandes (LNEG) Moderator: Roy Thun (TPH ITRC) Main Language Portuguese	Chair President: Anabela Reis (UTAD) Moderator: Tomás Albercaria (ISEP) Main Language English	Chair President: Paulo Caetano (OE) Moderator: Teresa Goulão (AEPISA) Main Language English
16:45 - 17:00	Forest fires impact on the presence and levels of Polycyclic Aromatic Hydrocarbons and its behaviour in soils - Maria J. Fernandes	TCH removes PFAS from soil – but where does it go? Removal and fate of PFAS during thermal soil remediation - Søren Eriksen	Bioengineering and Remedial Liability Take-over as solution for conflicting site clean-up and windmill constructions in Geel - Belgium - Michela de Camillis
17:00 - 17:15	Forensic Analytical Approach for Hydrocarbon Fingerprinting in Soil Vapor Samplings: Example of a Residential Neighborhood in Brazil - José Carlos Rocha Gouvêa Júnior	Environmental Impacts Associated with the presence of Pesticides and Pharmaceuticals in Municipal Wastewater - Elena Surra	Lessons learned from public participation in environmental monitoring commission of decontamination project - Carlos Costa
17:15 - 17:30	Importância da seleção adequada da ferramenta de alta resolução para investigação de sites complexos. Estudo de caso com o uso de OIP Green (OIP-G) - Marcos Vinicius Corrêa Garcia	Emerging contaminants & potential of biodegradation - Sérgio Verissimo	Green remediation strategies: the contribution to sustainable development - Celeste Jorge
17:30 - 17:45	Environmental Forensic Investigation in the Residential Neighborhood Volta Grande IV, Volta Redonda, RJ, Brazil, Using TPH and PAHs Analyses in Soil Samples - José Carlos Rocha Gouvêa Júnior	Monitoring of emerging pollutants in sewage sludge - Diana Rede	Práticas sustentáveis para a reutilização de áreas contaminadas no município de São Paulo (SP) - Rizia Miranda Aguiar
17:45 - 18:00	Questions & Answers	Questions & Answers	Questions & Answers
18:00 - 19:00	Keynote Speaker - Paul Bardos "Sustainable and risk based contaminated sites management"		
19:00 - 19:30	Closing Session		
19:30 - 21:00			
VIRTUAL TECHNICAL EXHIBITION - SPONSORS PRESENTATIONS			



Gestão e reabilitação de áreas contaminadas

Aspetos técnicos e legais

Estudos de casos nacionais e internacionais

Este livro reúne os resumos dos trabalhos apresentados durante a 1ª Conferência Internacional sobre Gestão e Reabilitação de Áreas Contaminadas - CIGRAC 2020*1.

A existência de áreas contaminadas tem sido muito debatida no cenário mundial, pois, mais que uma preocupação local, a gestão desses passivos é um problema global, já que a degradação ambiental compromete a preservação do planeta e, conseqüentemente, a vida das futuras gerações.

A reutilização de áreas urbanas suposta ou comprovadamente contaminadas representa hoje um grande desafio para o desenvolvimento urbano sustentável. A exploração dessas áreas requer uma estratégia de gestão de ocupação do solo, claramente obtida com a imposição consistente de requisitos legais, o que significa tratar igualmente todas as áreas com exigências baseadas em factos técnicos e compatíveis com a realidade ambiental.

Para que estas áreas voltem a ser parte integrante do tecido urbano das cidades, é imprescindível definir políticas públicas de identificação e reabilitação dessas áreas e Portugal precisa de uma participação mais ativa do Poder Público que assegure essa revitalização.

Há, sem dúvida, um crescimento mundial das pressões administrativas e legais na exigência de ações claras e mensuráveis de eliminação de riscos à população e ao meio ambiente. Entretanto, o maior rigor das autoridades é resposta a uma sociedade cada vez mais consciente da importância da preservação do meio ambiente como condição essencial da qualidade de vida.

A 1ª Conferência Internacional sobre Gestão e Reabilitação de Áreas Contaminadas, realizada pela AECSAS – Associação para Estudo de Contaminação do Solo e Água Subterrânea, em conjunto com o Colégio de Engenharia Geológica e de Minas da Ordem dos Engenheiros e o Laboratório Nacional de Engenharia Civil, tem esse objetivo, enriquecer a reflexão e a discussão sobre o tema, mostrando o estado da arte, abordagens técnicas e de gestão, além de experiências bem-sucedidas, tanto em Portugal quanto internacionalmente.

No passado dia 5 de maio comemorou-se o Dia Mundial da língua portuguesa. Uma parte significativa das comunicações nesta conferência foi escrita em português. Pensamos que tal constitui um contributo para a afirmação do português como língua de ciência, unindo geografias do mundo que se perfilarão durante as próximas décadas como fulcrais para as grandes temáticas do desenvolvimento, da economia e do ambiente.

A AECSAS espera que essa publicação venha contribuir para a divulgação de novas tecnologias junto das empresas e órgãos ambientais e ampliar a discussão junto aos legisladores portugueses.

É a concretização de um antigo sonho, construído ao longo destes 2 últimos anos: oferecer de forma integrada, uma mostra de soluções que possam garantir a minimização dos passivos, a conservação da biodiversidade e um crescimento sustentável.

Erika von Zuben

Presidente da Comissão Organizadora



Contaminated land management and rehabilitation

Technical and legal issues

National and International case studies

This book brings together the abstracts of the papers presented during the 1st International Conference on Contaminated Land Management and Rehabilitation - CIGRAC 2020^{*1}.

The existence of contaminated sites has been much debated around the world, because, more than a local concern, the management of these liabilities is a global problem, since environmental degradation compromises the preservation of the planet and, consequently, the life of future generations.

The reuse of potentially or provenly contaminated urban areas represents nowadays a major challenge for sustainable urban development. The assessment of these areas requires a land use management strategy, clearly obtained with the consistent imposition of legal requirements, which equally means treating all areas with requirements based on technical evidence and compatible with the environmental reality.

For these sites to become again an integral part of the urban fabric of towns and cities around the country, it is essential to define public policies for the identification and rehabilitation of these areas and Portugal does need a more active involvement of the Public Power to ensure this revitalization.

There is undoubtedly a worldwide increase in administrative and legal pressures in the demand for clear and measurable actions to eliminate risks to the population and the environment. Indeed, the greater thoroughness of the authorities is a response to a society increasingly aware of the importance of preserving the environment as an essential condition for quality of life.

The 1st International Conference on Contaminated Land Management and Rehabilitation (CIGRAC 2020^{*1}), held by AECSAS - Association for the Study of Contaminated Soil and Groundwater, together with the Portuguese Geological and Mining Chartered Engineers Association (OE) and the Portuguese National Laboratory for Civil Engineering (LNEC), has this objective, enriching the reflection and discussion on the theme, showing the state of the art, technical and management approaches, as well as successful experiences both in Portugal and internationally.

Last May 5th celebrated the World Portuguese language day. A significant part of the communications at this conference were written in Portuguese. We think that this constitutes a contribution to the affirmation of Portuguese as a language of science, uniting geographies of the world that will be profiled during the next decades as central to the major themes of development, economics and the environment.

AECSAS hopes that this publication will contribute to the dissemination of new technologies within companies and environmental agencies and expand the discussion with Portuguese legislators.

It is the fulfilment of an old dream, built over the past 2 years: to offer, in an integrated way, a showcase of solutions that can guarantee the minimization of liabilities, the conservation of biodiversity and sustainable growth.

Erika von Zuben

President of the Organizing Committee

Keynotes



Removal of emerging contaminants from wastewater: Pharmaceuticals

Andreia Silva¹, Cristina Soares¹, Luísa Correia-Sá¹, Olga Freitas¹, Henri Nouws¹, Manuela Correia¹, Paula Paíga¹, Sónia Figueiredo¹ & Cristina Delerue-Matos^{1*}

REQUIMTE/LAQV, Instituto Superior de Engenharia do Porto, Rua Dr. António Bernardino de Almeida, 431

4249-015 Porto – PORTUGAL

*Corresponding author: cmm@isep.ipp.pt

Keywords: Bioremediation, Biosorption, 3D Electrochemical process.

Abstract

Emerging contaminants (EC), including pharmaceuticals have been detected at low levels in the aquatic environment where they may cause adverse effects. Thus, there has been an increasing concern about the presence of these compounds in the aquatic environment, either in their original form degradation products or as metabolites. This is a consequence of both their high consumption and inefficient removal in wastewater treatment plants (WWTP), because these were not specifically designed for their removal. Many of these compounds resist to degradation/removal and remain in the treated effluents of conventional WWTPs due to their high solubility, low volatility, and/or low biodegradability. So, they are constantly released into the aquatic environment and have been detected both in surface and underground waters. Therefore, the search for effective and sustainable tertiary treatments is needed.

Biological treatments are eco-friendly, economically viable, and sustainable. The use of microalgae is one of the most promising bioremediation options for EC removal from wastewaters (Sahu 2014). In this work, the microalga *Chlorella vulgaris* was successfully tested in the removal of fluoxetine (FLX), which is a highly consumed psychopharmaceutical with a low efficiency removal in conventional WWTPs. The experimental conditions of the kinetic studies with living and non-living (freeze-dried) forms of *C. vulgaris* were: initial FLX concentration: 560 $\mu\text{g L}^{-1}$; biomass: 34.5 mg; pH range: 7.3 - 7.7. The results (Figure 1 and Table 1) show that the non-living *C. vulgaris* had a better performance in the removal of FLX.

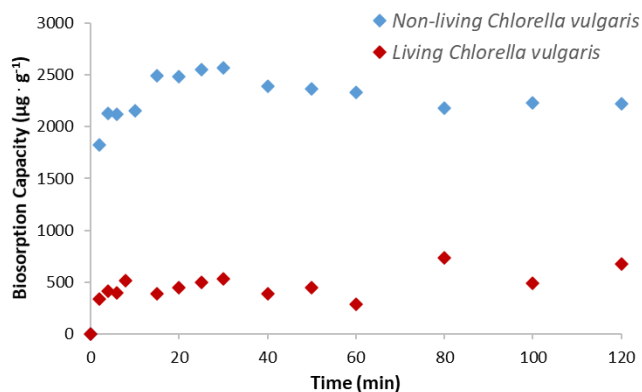


Figure 1 - Results of the kinetic studies for the removal of FLX using *C. vulgaris*.

Table 1 - Maximum adsorption capacities and removal efficiencies obtained in the kinetic studies for the removal of FLX using *C. vulgaris*.

Parameter	Living <i>C. vulgaris</i>	Non-living <i>C. vulgaris</i>
q_e ($\mu\text{g g}^{-1}$)	1029 \pm 58	2670 \pm 47
Removal Efficiency (%)	17.7	53.9

Besides bioremediation, the development of single or combined biological, physico-chemical and electrochemical treatments can also contribute to the removal of EC. Among the physico-chemical treatments, the adsorption process is one of the most promising options due to its efficiency, simple design, and low cost, without the formation of toxic by-products (Kyzas et al. 2015). Activated carbon is the most commonly used adsorbent because of its high adsorption capacity. Nevertheless, it is necessary to overcome some of its restrictions, such as its high cost and regeneration. Therefore, biochars (waste biomass pyrolysis products) have emerged as alternative adsorbents to activated carbon

due to their physicochemical properties, low cost and widespread availability (Naghdi et al. 2019). Electrochemical processes offer several advantages, such as simple operation, robust performance (GracePavithra et al., 2020), and ability to degrade non-biodegradable contaminants. Moreover, the three-dimensional electrochemical (e3D) process offers advantages over the conventional two-dimensional (2D) process, in which two electrodes (cathode and anode) are used, because of the use of an additional third electrode. This third electrode is usually composed of particles, allowing an extraordinarily expansion of the specific surface area available for adsorption/reaction. Promising results have been obtained in the removal of different pharmaceuticals using this technique. In this work, the e3D process was successfully tested in the removal of carbamazepine (CBZ), which is also a psychopharmaceutical and is taken in high therapeutic doses, presents a low removal efficiency in conventional WWTPs and persists in the aquatic environment. In these studies, a mixed metal oxide electrode (mixture of Ti, Ta, Ru, and Ir oxides) was used as the anode and stainless steel was used as the cathode (both with dimensions of 10×2×0.2 cm). The other experimental conditions in the kinetic experiments were: initial CBZ concentration: 10 mg/L; electrolyte (NaCl) concentration: 0.1 M; initial pH value: 7; distance between electrodes: 7.5 cm; current density: 6.67 mA/cm². Different adsorbents were used as particulate electrodes: two biochars (granulometry: < 75 μm and 1-2 mm), obtained from Touriga Nacional vineyard pruning residues, and a polymer-based spherical activated carbon (medium particle size: 0.457 mm) supplied by SARATECH®. In all tests the same conditions were used; 150 mg of each adsorbent, an air flow of 3.0 L/min and a solution volume of 150 mL at constant temperature (20 ± 1 °C). Figure 2 shows that the e3D process is more efficient than the 2D process. Although the commercial activated carbon showed a slightly better performance, the biochars also showed very good results in the removal of CBZ, 95 and 100%, respectively for biochars < 75 μm and 1-2 mm, at 45 min.

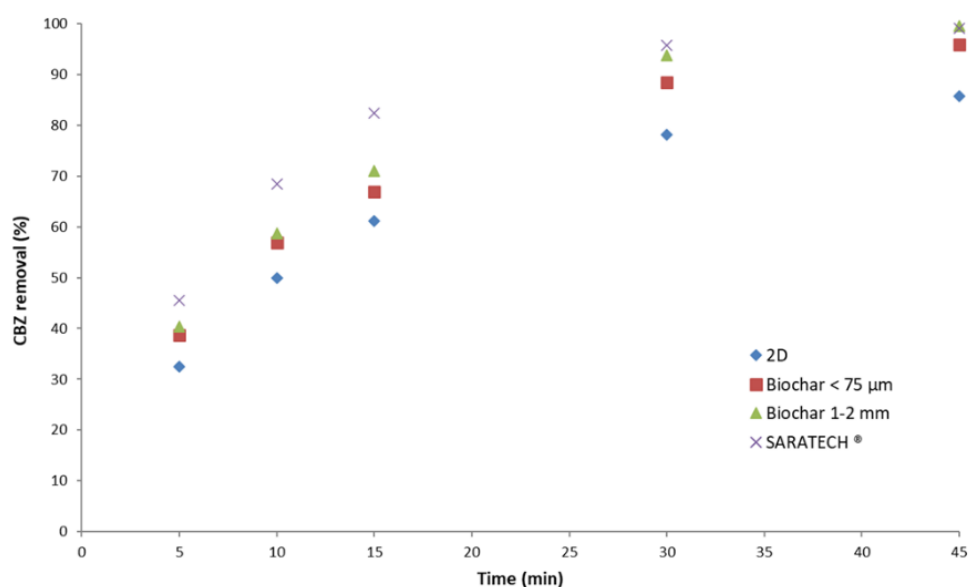


Figure 2 - Results of the kinetic studies for CBZ removal using the e3D process.

Acknowledgments

This work was funded by the Associate Laboratory for Green Chemistry (LAQV) which is financed by national (Portuguese) funds from “Fundação para a Ciência e a Tecnologia (FCT) / Ministério da Ciência, Tecnologia e Ensino Superior (MCTES)” (UIDB/50006/2020). This research was also funded through project OXI-e3D (POCI-01-0247-FEDER-039882), sponsored by the Program “Portugal 2020”, and co-funded by “Fundo Europeu de Desenvolvimento Regional (FEDER)” through POCI. Andreia Silva would like to acknowledge her PhD Grant from FCT (SFRH/BD/138780/2018).

References

- GracePavithra, K., Kumar, P.S., Jaikumar, V. and SundarRajan, P. (2020). A review on three-dimensional electrochemical systems: analysis of influencing parameters and cleaner approach mechanism for wastewater. *Reviews in Environmental Science and Bio/Technology*, 19, 873-896.
- Kyzas, G.Z., Fu, J., Lazaridis, N.K., Bikiaris D.N. and Matis, K.A. (2015). New approaches on the removal of pharmaceuticals from wastewaters with adsorbent materials. *Journal of Molecular Liquids*, 209, 87-93.
- Naghdi, M., Taheran, M., Pulicharla, R., Rouissi, T., Brar, S.K., Verma, M. and Surampalli, R.Y. (2019). Pine-wood derived nanobiochar for removal of carbamazepine from aqueous media: Adsorption behavior and influential parameters. *Arabian Journal of Chemistry*, 12(8), 5292-5301.
- Sahu, O. (2014). Reduction of Organic and Inorganic Pollutant from Waste Water by Algae. *International Letters of Natural Sciences*, 13, 1-8.



Progress in contaminated sites management in Europe

Marco Falconi^{1, 2, 3*}

¹ISPRA, High Institute High Institute for Environmental Protection and Research, Rome, Italy

² Expert Team Leader IMPEL Water and Land, Brussels, Belgium

³ Scientific Coordinator of Remtech Europe, Ferrara, Italy

*Corresponding author: marco.falconi@isprambiente.it

Keywords: Contamination, Pollution, Remediation, Risk, Brownfield

Abstract

The European institutions monitor on a regular basis whether the European countries are making progress in managing local soil contamination. Progress is identified by assessing whether the identification of contaminated sites and the individual steps in the management process are being taken forward. In defining potentially polluting activities and the national approaches to registering sites.

The lack of a Soil Framework Directive, proposed in 2007 and withdrawn in 2014, has the consequence of different understandings about the commonly used terms like “Potentially contaminated sites”, “Contaminated sites” and even “Remediated sites” that have different meanings in different EU countries. Then different approaches used by each country, e.g. use or not of risk assessment, presence of trigger and/or intervention values, the management at state/region/local level, caused additional difficulties in reporting data and in the long term monitoring of these values.

An Ad-Hoc Working group was set to find “*site statuses*”, on the basis of its management steps for the subsequent reporting to EU institutions. The following 6 site statuses are considered in this process.

- Status 1: sites where polluting activities took/are taking place.
- Status 2: sites in need of investigation/still to be investigated or under investigation where there is a clear suspicion of contamination.
- Status 3: sites that have been investigated but no remediation is needed.
- Status 4: sites that need or might need remediation or risk-reduction measures (RRM), including natural attenuation.
- Status 5: sites under/with ongoing remediation or RRM.
- Status 6: site remediation or RRM completed or sites under aftercare measures.

Site status	Europe (39 surveyed)			EU-28		
	Respondents	Reported sites	Total estimates	Respondents	Reported sites	Total estimates
1 – Sites where polluting activities took/are taking place						
Sites where polluting activities took/are taking place per km ² of artificial surface: estimated				13	10.4	
Sites where polluting activities took/are taking place per km ² of artificial surface: registered	29			25	4.0	
Sites where polluting activities took/are taking place: estimated				13	1 539 661	2 800 000 (*)
Sites where polluting activities took/are taking place: registered	29	694 243		25	648 964	
2 – Sites in need of investigation/still to be investigated or under investigation where there is a clear suspicion of contamination						
2a – Sites in need of investigation	24	178 617		20	170 215	362 360 (*)
2b – Sites under investigation	20	68 042		17	67 839	
3 – Sites that have been investigated, but no remediation needed						
3 – Investigated sites but no remediation needed	20	85 093		19	78 193	122 250 (*)
4 – Sites that need or might need remediation or risk-reduction measures (RRM), including natural attenuation						
4a – Sites where remediation is needed	26	48 737		22	45 420	
4b – Sites where remediation might be needed	19	82 530		16	80 304	148 301 (*)
5 – Sites under/with ongoing remediation or RRM						
5 – Sites under remediation	26	14 446		23	14 155	
6 – Site remediation or RRM completed or sites under aftercare measures						
6 – Remediated sites (RS)	27	65 546		23	63 089	

Figure 1 – Site statuses on contaminated sites in Europe

The results show a number of 2.8 million sites where polluting activities took place, around 19 % of registered sites in Europe need or might need, remediation or risk-reduction measures, including natural attenuation (site status 4). However, a significant effort is being made to reduce or remediate these polluted sites with more than 14 400 sites under remediation or RRM (site status 5) An estimate of about 122 000 sites in EU-28 might be in the situation of not needing remediation after the investigation (site status 3). Respondents have reported around 65 500 sites that have already been remediated or are under aftercare measures.

Regarding the cost of remediation, it is very difficult to draw conclusions because differences are related to countries' specificities, their regulatory maturity (specific soil regulation), their policies, or their ranking (most developed countries). These data show that there is no obvious link between regulatory maturity and the shared public/private expenditures. It is interesting to note that the public expenditures are higher than the private expenditures for 15 of the 27 Member States which could be interpreted as an indication that the —Polluter Pays Principle may have some difficulty in being enforced in these Member States. This can be explained by:

- The difficulty to identify undoubtedly the —polluter, particularly in the case of former contamination, where the company might disappear, merge or change its name. The example of contamination mix is also a typical case is where the identification of the polluter is nearly impossible;
- The financial inability of the polluter to pay for the remediation;
- A certain laxity of the State and the local government to enforce the —Polluter Pays Principle and prosecute the polluters;
- The power and the proactivity of the public sector in soil remediation;
- A remediation strategy of the countries which would consist, first, in remediating the historically contaminated sites (generally without owner or responsible polluter);

Country	Public and private expenditures 2000 - 2005							Public and private expenditures 2006 - 2010							Turnover of the remediation sector and other waste management services in €m 2006 - 2010 ⁽¹⁾
	Public		Private		Total (€m)	Reliability index	Public		Private		Total (€m)	Reliability index			
	€m	%	€m	%			€m	%	€m	%					
Austria	450	77	133	23	583	++	370	76	117	24	487	++	50		
Belgium	383	34	743	66	1126	+	695	40	1000	60	1695	+	588		
Bulgaria	91	100	0	0	91	-	76	90	8	10	84	-	29		
Cyprus	0	-	0	-	0	+	20	100	0	0	20	-	4		
Czech Republic	145	75	48	25	193	-	194	75	65	25	259	-	-		
Denmark	231	41	332	59	563	++	295	58	217	42	512	++	19*		
Estonia	6	87	1	13	7	++	62	75	20	25	82	+	-		
Finland	90	32	190	68	280	+	70	26	200	74	270	+	349		
France	936	25	2808	75	3744	+	531	22	1830	78	2361	++	2 565*		
Germany	735	70	315	30	1050	-	750	50	750	50	1500	-	1 773		
Greece	12	75	4	25	16	-	46	90	5	10	51	-	-		
Hungary	317	75	106	25	423	+	202	75	67	25	269	-	947		
Ireland	36	25	108	75	144	-	25	25	75	75	100	-	-		
Italy	1184	41	1704	59	2888	-	799	36	1420	64	2219	-	2 240*		
Latvia	3	75	1	25	4	-	31	90	3	10	34	+	18		
Lithuania	7	90	1	10	8	-	10	80	3	20	13	-	4*		
Luxembourg	1	100	0	0	1	++	4	100	0	0	4	++	-		
Malta	10	90	1	10	11	-	28	90	3	10	31	-	-		
Netherlands	930	50	920	50	1850	++	850	45	1020	55	1870	++	3 565*		
Poland	132	80	30	20	162	-	352	89	45	11	397	+	166		
Portugal	0	0	25	100	25	-	10	30	25	70	35	-	21		
Romania	28	60	20	40	48	-	16	19	68	81	84	-	121		
Slovakia	41	50	41	50	82	-	40	45	50	55	90	-	35		
Slovenia	1	90	0	10	1	-	5	90	1	10	6	-	-		
Spain	7,5	10	77	90	84,5	+	77	30	167	70	244	-	5 672		
Sweden	257	55	217	45	474	++	270	40	405	60	675	+	202		
United Kingdom	449	25	1 295	75	1744	-	613	30	1 519	70	2132	-	540		

Figure 2 – Public and private expenditures in Europe

Contaminated site management is a process that has different speeds and different funding mechanisms in the EU Member States, and different applications of sustainable remediation technologies. Dig and Dump for contaminated soil and Pump and Treat for contaminated groundwater are the most used techniques in Europe but they are not sustainable in the medium long term. To foster other more sustainable approaches, IMPEL with Common Forum, Nicole and EEA EIONET Working Group Contamination are working together to develop 8 reference documents on some selected remediation techniques (with in-situ or on-site application) in the 4-years project called Water and Land Remediation (2020-2024), with the aim to describe and in some way create a framework and raising the confidence of the EU Control Authorities (the reports will be translated in a number of languages) over these techniques.

References

- Ana Payá Pérez and Natalia Rodríguez Eugenio (2018). Status of local soil contamination in Europe: Revision of the indicator “Progress in the management Contaminated Sites in Europe, EUR 29124EN, Publications Office of the European Union, Luxembourg, ISBN 978-92-79-80072-6, doi:10.2760/093804, JRC107508
https://publications.jrc.ec.europa.eu/repository/bitstream/JRC107508/jrc107508_2018.1264_src_final_progress_in_the_management_contaminated_sites_in_europe_eur_29124_en_online-final_1.pdf
- Ernst & Young, Evaluation of expenditure and jobs for addressing soil contamination in Member States. Reference: ENV.B.1/ETU/2011/0012 https://ec.europa.eu/environment/soil/pdf/Soil_contamination_expenditure_jobs.pdf
- IMPEL Questionnaire on Soil Vapor Extraction (2020), <https://www.impel.eu/wp-content/uploads/2020/10/SVE-Questionnaire-IMPEL-WL-project-2020-09.docx>
- IMPEL Questionnaire on In Situ Chemical Oxidation (2020), <https://www.impel.eu/wp-content/uploads/2020/10/ISCO-Questionnaire-IMPEL-WL-project-2020-09.docx>



Risk based management of PFAS contaminated soil and groundwater

C. Paul Nathanail^{1*}

¹GHD, Nottingham, UK

*Corresponding author: paul.nathanail@ghd.com

Keywords: risk assessment, risk management, PFAS, circular land use

Abstract

“Take nothing but photographs, leave nothing but footprints, kill nothing but time” – if only! Humanity has changed its environment and wrapped itself to seek protection from an environment that we would otherwise not survive. Over the past half century, we have used a family of chemicals that we now refer to as Per- and Poly- fluorinated Alkyl Substances (PFAS) to, among many uses, waterproof clothes, fireproof furniture, fight fires and stop food sticking to our cooking utensils – and of course we have disposed of wastes in landfills.

“There is no away” –Barry Commoner’s second law of ecology is a reminder that everything has to go somewhere – and that includes PFAS. PFAS are being found everywhere and their molecular structure makes them a persistent presence wherever they end up.

“The poison is in the dose” – as Salzburg’s second most famous son summarised toxicology – challenges us to understand the shape of the dose-response relationship and to constrain our estimates of exposure.

“The only thing I know is that I know nothing” - the paradox ascribed to Socrates by Plato – mirrors the Rumsfeldian epistemological challenges.

Managing the risks of land contamination is well established across Europe and beyond. Its origins may be traced back to the public health acts of the 19th century where the principles of fitness for use, responsible parties, regulatory enforcement, apportionment of costs were enshrined in law.

PFAS are a group of organic compounds based on an alkyl chain of carbons with some or all hydrogens replaced by fluorine and with a functional group. The US EPA’s consolidated list contains 6330 PFAS CAS-name substances. However, the US EPA notes that “There is no precisely clear definition of what constitutes a PFAS substance given the inclusion of partially fluorinated substances, polymers, and ill-defined reaction products”.

Some PFAS have been associated with specific adverse effects on human health. PFOA and PFOS can cause reproductive and developmental, liver and kidney, and immunological effects in laboratory animals. Both have caused tumors in animals. In humans, the most consistent findings are increased cholesterol levels, with more limited findings related to: low infant birth weights, effects on the immune system, cancer (for PFOA), and thyroid hormone disruption (for PFOS). PFAS are soluble in water, mobile, bioaccumulative and persistent in the soil and groundwater.

In the three dimensional space of contaminant fate, transport and toxicity, many of the PFAS would fall far from the benign origin of degradable, immobile and low toxicity.

Where former land uses indicate PFAS may have been made, stored, used or disposed of, it is reasonable to consider the possible presence of a source of PFAS contamination. The receptors that may need to be considered will reflect the current or intended land use – humans, livestock, wildlife and of course surface or ground water. For there to be a risk, pathways must result in exposure of receptors to the contamination.

Preliminary risk assessments must consider the possibility of PFAS. UK guidance on potential contaminants associated with 47 different potentially contaminative land uses identified PFAS as an issue as long ago as 1995. The – natural and anthropogenic - geological setting of a site will influence the extent and direction of subsurface migration of PFAS and their airborne transport on convenient carrier particles. However, such PRA should also attempt to constrain the scale, nature and extent of any potential PFAS contamination to ensure follow on quantitative risk assessments and even remediation have SMART objectives.

Quantitative assessments of risks to human health, ecosystems and surface or ground waters are now possible albeit the (eco/ human) toxicology and the fate and transport properties of individual or mixtures of PFAS are still an area of ongoing research and regulatory deliberation. Probabilistic methods of allowing for the effects of uncertainty on the evaluation of risks may be more resource intensive in terms of staff time but are likely to pay orders of magnitude dividends in ensuring subsequent work is genuinely needed. Screening levels and toxicological benchmarks are being published in various national and sub national jurisdictions on a monthly basis – sometime more frequently. However, such levels are challenging the capabilities of analytical laboratories to develop methods with low enough reporting limits. In one recent case a screening level was published whilst acknowledging it could not be brought into force until an analytical method had been developed.

Managing risks – rather than molecules – remains a challenge both in practice and when communicating with anyone interested in the process. Risks can be managed by removing, destroying or neutralising the contaminant source, interrupting the exposure pathway or changing the land use to avoid harm to people. However, achieving acceptable levels – and certainly within short time frames - remains a technological challenge that is overcome with providing at risk populations with alternative water supplies or preventing exposed wildlife from entering the human foodchain.

Acknowledgments

I am grateful to my GHD colleagues across the globe for making OneGHD real and to our clients for the opportunity to apply the principles of risk based land management to assessing and managing the risks from a complex group of anthropogenic chemicals to deliver resilient and sustainable solutions to land contamination challenges within a context of the circular land use.



Contaminated Land Management towards 2030 – ambitions for change under the EU Green Deal

Dietmar Müller-Grabherr^{1*}

¹ General Secretary to COMMON FORUM on Contaminated Land in Europe; Vienna, Austria

*Corresponding author: Dietmar.Mueller-Grabherr@umweltbundesamt.at

Keywords: EU Green Deal, Second, Third, Fourth.

Abstract

During the 3rd decade of the 21st century, it will be upon European countries to take next steps in transforming concepts and practical approaches in contaminated land management. The EU Green Deal (EC 2019) provides for a new policy frame calling for action in efficiently using natural resources, transforming to cleaner production and circular economy, restoring biodiversity and strive for a zero-pollution ambition.

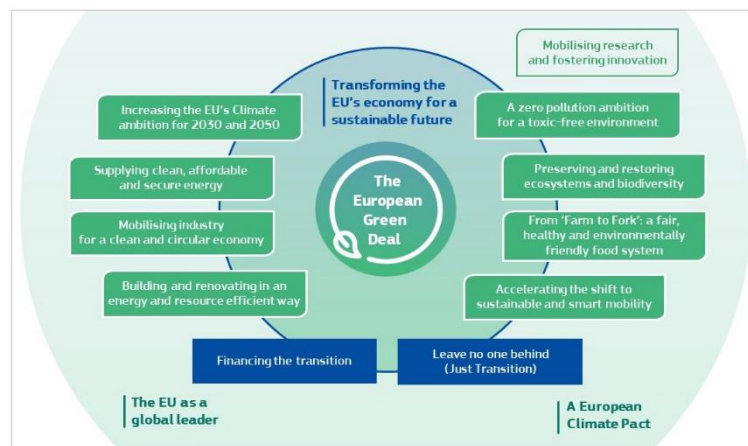


Figure 1 - The European Green Deal

As general objective the EU Green Deal seeks “designing a set of deeply transformative policies”. Following this line of thinking asks crucial questions whether and how stakeholders in contaminated land management may translate and reform the sector.

Onholding since the early 1980ies contaminated land management (CLM) is challenged by different trajectories, which are (i) societal demands and public perception and societal demands, while in parallel (ii) establishing and deepening a sound knowledge base, finally (iii) developing cost-effectiveness through innovation in remediation and environmental practices. Therefore, our visions in CLM changed several times. Taking a start from a (wishful) concept of “multifunctionality” for remediated land, practical experiences proved significant limitations for regaining kind of a “gold standard” in environmental lad quality. Risk-Based Land Management (RBLM), as the next generation in conceptualising, moved over to control and mitigate risks to human health and the environment. To integrate the social dimension and socio-economic aspects urged a streamlining of concepts towards “Sustainable remediation” (NICOLE, 2010), which emphasises the importance of risk-informed decisions (COMMON FORUM & NICOLE, 2013).

To anticipate future progress and imagine a 4th generation concept for managing contaminated land (“CLM 4.0”) strength and weaknesses of former concepts need to be analysed considering the new policy framing provided by the EU Green Deal. Consequently this results in identifying (i) opportunities, like through elements of circular economy and the zero-pollution-action-plan, whereas challenges and threats remain with the issues of combating the biodiversity crisis, decarbonising economy and striving for a just and inclusive transition of European regions and society.

In conclusion, the EU Green Deal targets keeping and improving the “health” of our continent, which of course goes along with the planet’s health. To gain benefits in “CLM 4.0” for health, quality of life, resilience and competitiveness the sector will need to get further steps closer to “working with nature”. Targets in environmental policy and practice will need refinement and allow for actions tailored to Conceptual Site Models (CSM), providing for a good system and process taking account of natural capacities of the soil and subsurface.

References

- EC (2019). The European Green Deal – Communication from the Commission to the European Parliament, the European Council, the Council, The European Economic and Social Committee and the Committee of the Regions. COM(2019) 640 final, Brussels, 11.12.2019. <https://eur-lex.europa.eu>
- NICOLE (2010). Roadmap for Sustainable Remediation. NICOLE Network for Industrially Co-ordinated Sustainable Land Management in Europe <https://nicole.org/uploadedfiles/2010-wg-sustainable-remediation-roadmap.pdf>
- COMMON FORUM & NICOLE (2013). Risk-Informed and Sustainable Remediation - Joint Position Statement. https://www.commonforum.eu/publications_positionpapers.asp



Sustainable and risk based land management (SBRLM)

Paul Bardos^{1*}, Xueting Shao², Ren Yong² & Jinyu Lal²

¹r3 environmental technology ltd, Reading, UK

²Foreign Environmental Cooperation Center of the Ministry of Environment and Ecology, Beijing, PR China

*Corresponding author: paul@r3environmental.co.uk

Keywords: risk assessment, risk management, remediation, sustainable remediation, contaminated sites

Abstract

This paper presents an overview of a forthcoming book on *Sustainable and Risk Based Land Management for Contaminated Sites* due to be released later in 2021, which has been supported in large part by the Ministry of Environment and Ecology of the Peoples Republic of China. This paper provides a broad conceptual overview and a decision making framework. The book provides a comprehensive narrative over the entire process sustainable and risk based land management for a site through stakeholder engagement, conceptual site models, site investigation, risk assessment, risk management, remediation options and their delivery, the achievement of sustainable remediation and concludes with a simple decision support framework. Further details are available from the corresponding author.

Interest in potentially contaminated sites can be triggered in a number of ways, and sometimes as a result of more than one cause. Triggers include a regulatory demand as a site is considered a potentially serious problem; a redevelopment demand where a site is to be repurposed; an economic demand, as part of a corporate merger or property divestment. This is not intended as an exhaustive list, but represents the principle triggers.

Over the past 20-30 years, many sites have been treated and treatment approaches have matured in many countries. The technical consensus is that contaminated land decision making should be made based on risks to human health and the wider environment. For a risk to be present, a source (of hazardous substance or property), a receptor (which could be adversely affected by the contamination) and a pathway (linking the source to the receptor) must be present. This connection between a source and a receptor via a pathway is often referred to as an *S-P-R linkage* or *contaminant/pollutant linkage*. A receptor might be a human, an ecosystem, water resources, a building, or an ecological 'good or service' provided by the wider environment.

Risk management interventions can take place at the level of the source, the pathway, the receptor or a combination of these. Where intervention takes place at the level of the source and/or the pathway a range of remediation options are available. These may take place on excavated soil or extracted water (*ex situ*) processes, or in soil and water in the subsurface (*in situ*) processes. The options available include conventional engineering based solutions: excavation and removal or containment. Alternatively, treatment based remediation can be deployed to destroy, extract or stabilise contaminants. *Ex situ* treatment based approaches include: *ex situ* bioremediation, soil washing and related *ex situ* treatments, solidification / stabilisation, thermal treatments and *ex situ* vitrification. *In situ* treatment technologies include: *in situ* flushing to mobilise contaminants; *in situ* bioremediation; soil vapour extraction/venting and bioventing; air sparging and biosparging; *in situ* chemical oxidation / reduction; electro-remediation; phytoremediation; *in situ* stabilisation; *in situ* thermal; fracturing techniques; monitored natural attenuation; and permeable reactive barriers.

Risk management should also meet sustainable development principles. Together this constitutes sustainable **risk based contaminated land management, SRBLM**. Sustainability has three elements: environmental, economic, and social. Sustainable remediation considers all three elements. Sustainable remediation describes the practice of maximising benefits from the risk management of contaminated sites, while minimising any detrimental wider impacts of the risk management processes, i.e., of the remediation. The concept can be seen in several parts: the assessment of sustainability, the management of sustainability outcomes based on assessments, the subsequent verification that any key sustainability performance goals have been met, and potentially land stewardship and resiliency in the longer term as part of a process of continuous improvement of land use. While the concept originated with improving contaminated sites management, they can also be applied more widely to environmental degradation problems. The

earlier in a management process sustainable remediation can be considered, the greater are the potential sustainability gains.

The use of conceptual site models is widely recognised as of key importance in understanding and communicating site information, risk assessment and evaluation and in determining and verifying best remedial (risk management) approach. A conceptual site model (CSM) is a representation which sets out the critical site and risk assessment information of concern for a particular land contamination problem at a site, for example, sources, pathways, receptors, their linkages and the principal features of the site. The CSMs should be developed as site assessment, risk assessment, risk management, verification and aftercare proceed. Conceptual models can also be a useful tool in sustainability assessment, sustainability based comparisons of remediation options, and undertaking the overall value of the options available.

There are several useful strategic considerations for combining remediation options to optimise SRBLM. Process integration considers how to combine options to maximise effectiveness. The use of *in situ* treatment zones is the idea of selecting where to treat contamination to optimise outcomes, for example, using a permeable reactive barrier rather than treating a plume across its entire area. Of particular importance is combining measures along an S-P-R linkage with an action to reduce the source, manage remaining contamination along the pathway and manage the receptor, for instance via a restriction on allowable land use.

Recently interest in low input or “gentle” approaches has grown. These are technologies that operate relatively quickly on pathways and but have a slower (but less resource intensive) action on sources. These may be particularly appropriate for diffuse contamination problems, and/or where the soil needs to remain in a functional state, for instance for a parkland or agricultural after-use.

Once risk management goals have been set and these indicate remediation should take place, the delivery of remediation has four broad phases: option appraisal; implementation; verification and monitoring, aftercare, and stewardship. Remediation can create opportunities for recycling materials and potentially energy recovery. Soft re-use of land may create a wide range of wider beneficial opportunities including renewable energy, renewable feedstocks; water resource improvement; flood capacity and drainage management; carbon management and societal benefits from amenity land and landscaping.

The key issue to consider in sustainable risk based land management decisions is whether or not an approach is *appropriate*. The key determinants of appropriateness relate to:

- Drivers: the triggers driving the remediation project, which in turn impact for example on urgency and timeline, as well as ongoing / planned site use.
- Achieving effective risk management that is to the extent agreed as acceptable for the site.
- The technical *suitability* of the risk management / remediation to be deployed: can it deal with the particular contaminants and circumstances of a particular site, and the technical feasibility which relates to confidence in the solution given its track record, who is implementing in and various other service delivery related questions.
- Whether the risk management approach planned is sustainable in a way that is broadly acceptable to the key stakeholder interests for the site.
- Ensuring that the relevant stakeholders have been properly engaged with and included in the site decision making process.
- Cost effectiveness, which in an SRBLM context means: what is the overall value delivered by the project and is this acceptable, taking into account both costs and benefits in a broad sense for both.

Figure 1 below suggests a road map for contaminated sites management in the context of sustainable and risk based land management. The road map linked to the various sections of this upcoming book. The road map is triggered by the specific circumstances for a particular site. The road map has three nodes:

1. A *decision* node (blue) that uses risk assessment and sustainability assessment to determine sustainable risk based land management needs.
2. A *remediation* node (red) reviews sustainable remediation options and delivers them, as needed.
3. A *stewardship* node (green) encompasses verification that the remediation has met its SRBLM goals, monitoring and aftercare requirements and institutional controls such as land use restrictions.

A key decision is whether or not some form of remediation intervention is necessary, and if so what its risk management and sustainability goals will be, shown as a blue block arrow. Even if remediation is not considered necessary for the site, at least some stewardship activities may be necessary, for example institutional controls. Stewardship activities

may give rise to one of two triggers for renewed risk assessment: a land use change, or an exceedance of a control point for the monitoring / verification data.

There are three practices in the road map.

1. Site investigation to meet the informational needs of decisions, remediation and stewardship (e.g. monitoring).
2. Stakeholder engagement to ensure site assessments are complete, risk and sustainability assessments are robust, decisions are broadly supported, and remediation and stewardship are properly executed to ensure generally satisfactory outcomes.
3. Conceptual site model development to ensure information at all stages is properly and transparently recorded and to facilitate decision making and engagement of stakeholders.

The informational flows from these practices to and from decisions, remediation and stewardship are shown in blue, red and green, respectively. The key “take-away” is that there is a two way flow of information of information needed for all three nodes, for example, risk assessment and site investigation are often iterative processes with initial information informing a preliminary risk assessment which then specifies an additional information need.

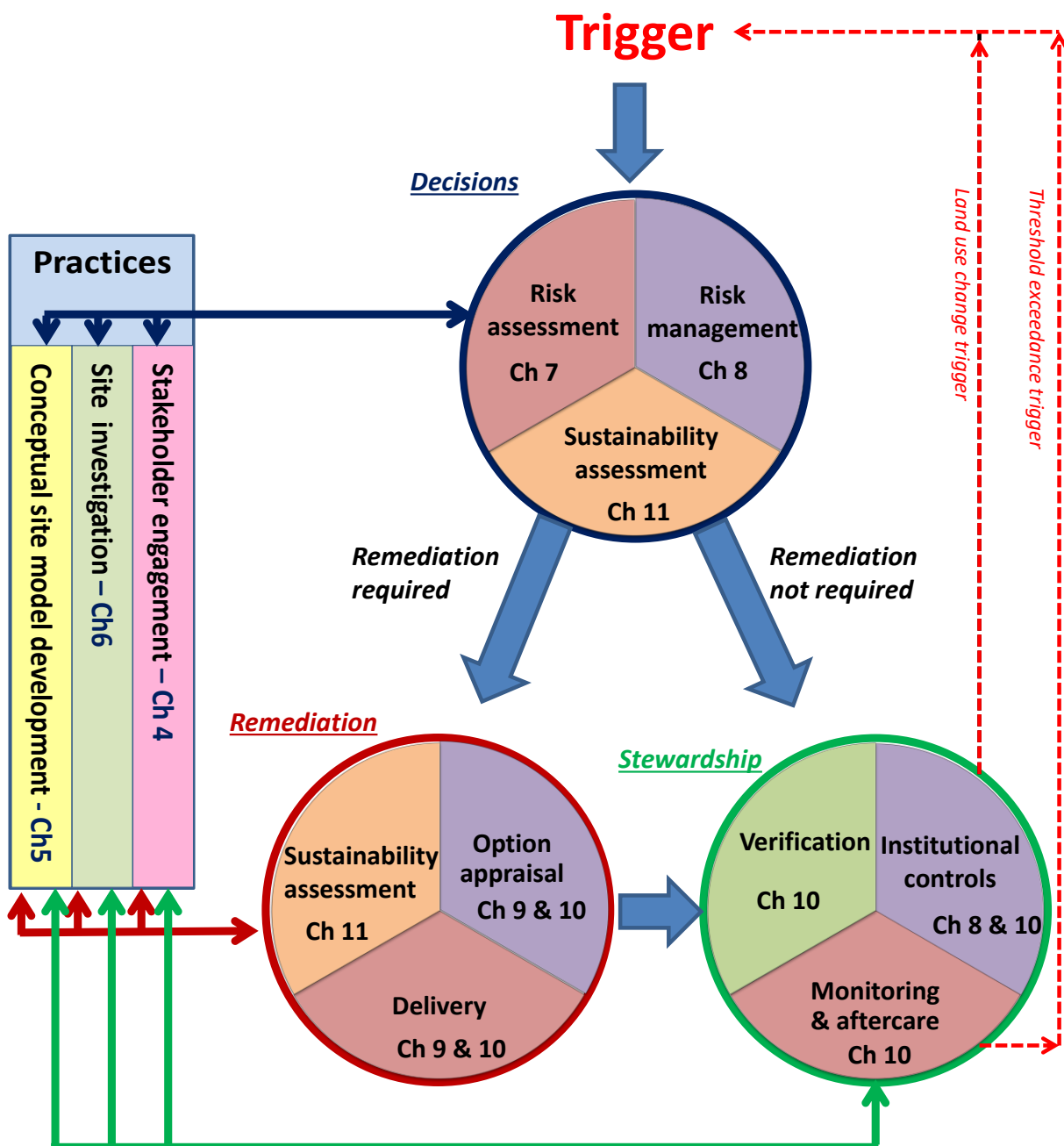


Figure A SRBLM Contaminated Site Management Roadmap © r3 environmental technology ltd 2018

Acknowledgments

The development of this paper, and the publication it is allied with, was supported by a FECO-MEE direct contract with Paul Bardos, as international green and sustainable remediation expert as part of the GEF China Contaminated Site Management Project (<https://www.thegef.org/project/contaminated-site-management-project>). This is a multilateral collaborative project between the Chinese Government and the World Bank (via the Global Environment Facility Trust Fund).

RESUMOS
ABSTRACTS

INVESTIGAÇÃO
INVESTIGATION

Refining the Conceptual Site Model with a Multiple Lines of Evidence Investigation

Filipe Biaggioni¹, Roberta Mori^{1*} & Victor Vanin¹

¹EBP BRASIL, São Paulo, Brasil

*Corresponding author: roberta.mori@ebpbrasil.com.br

Keywords: Lines of Evidence, Conceptual Site Model, Environmental Management

Abstract

The area of concern is a former industrial unit where chlorinated solvents were stored and manipulated. Since 2003, the site has been disabled. Its neighborhood is a residential and commercial area.

When EBP Brasil assumed the case there were environmental investigation data that pointed out the existence of a chlorinated solvents plume, which extended beyond the property boundaries. The chloroethene's concentrations were identified immediately downstream, but also around 150m away from the known source, in monitoring wells installed right after a commercial facility.

The concentrations identified 150m downstream were at the same order of magnitude of the site hotspot (therefore above SSTLs for commercial and residential receptors), despite the fact that the local groundwater flow velocity was expected to be fairly low (clayey soils), schematic shown in the Figure 1. Due to that a possible source inside the commercial area could not be discarded.

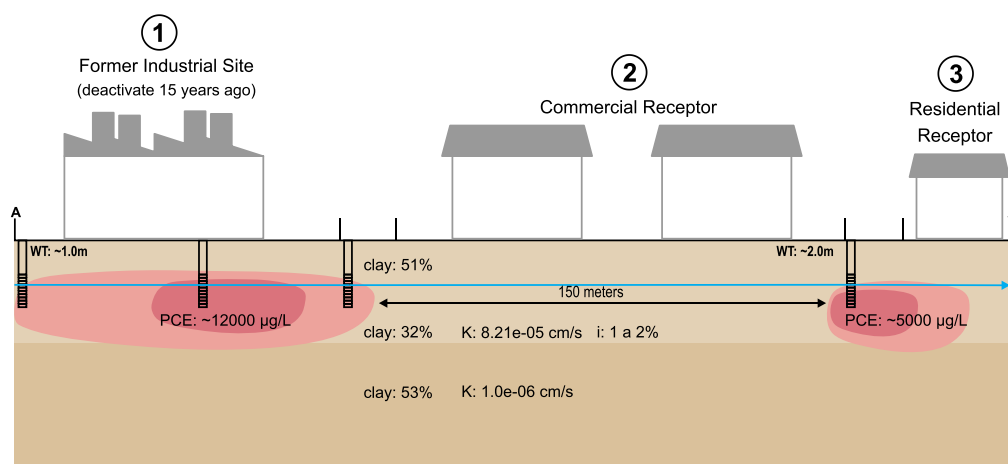


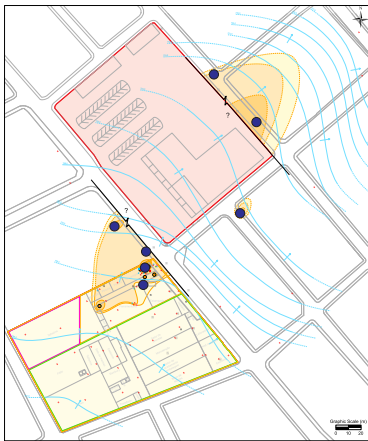
Figure 1 – Initial conceptual site model (CSM).

The performed investigation used multiple lines of evidence aiming at the identification and delimitation of the chlorinated solvents plume sources, in order to refine the conceptual site model (CSM) and enable the site environmental management (Figure 2).

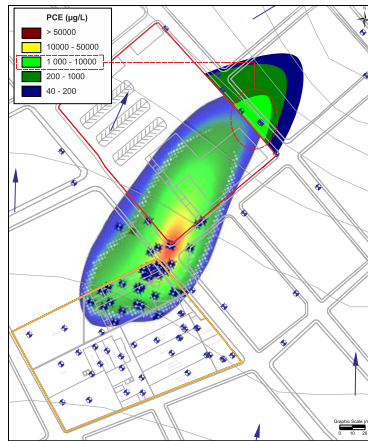
The first step was a forensic investigation, comprising of a stable isotope analysis and a mathematical modelling for the area of study, based on the existing wells surrounding the known hotspot, as well as the plumes at downstream boundary. The obtained results demonstrated the need for further investigations within the commercial facility.

The second step was an environmental auditing of the commercial facility to identify potential sources, besides a horizontal screening using soil vapor passive samplers.

**EVIDENCE 1:
Isotope Analysis (CSIA)**



**EVIDENCE 2:
Groundwater Modeling**



EVIDENCE 3: Passive Samplers

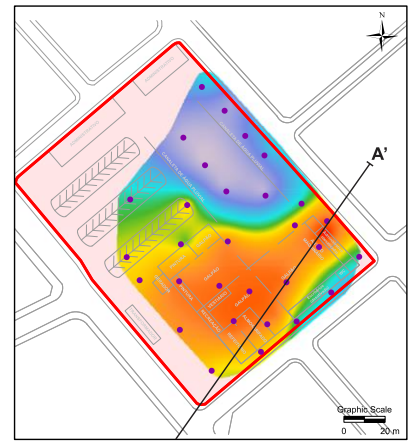


Figure 2 – Multiple lines of evidence used for the environmental investigation.

Based on the generated data, the local environmental agency has demanded access to the commercial facility. After that it was possible to locate additional points of investigation within it, including boreholes for soil sampling and monitoring wells installation. The forensic lines of evidence proved that it was necessary to investigate the commercial facility. While the mathematical modelling indicated that it was unlikely that the known source could have generated the concentrations identified at 150m downstream, the isotopic study showed a higher degradation degree in the hotspot area in comparison to the downstream border. That was considered a strong evidence of the existence of an additional source inside the commercial area. That evidence was later confirmed through a traditional investigation approach. The adopted approach, combining multiple lines of evidence, provided a more realistic and comprehensive conceptual site model (Figure 3).

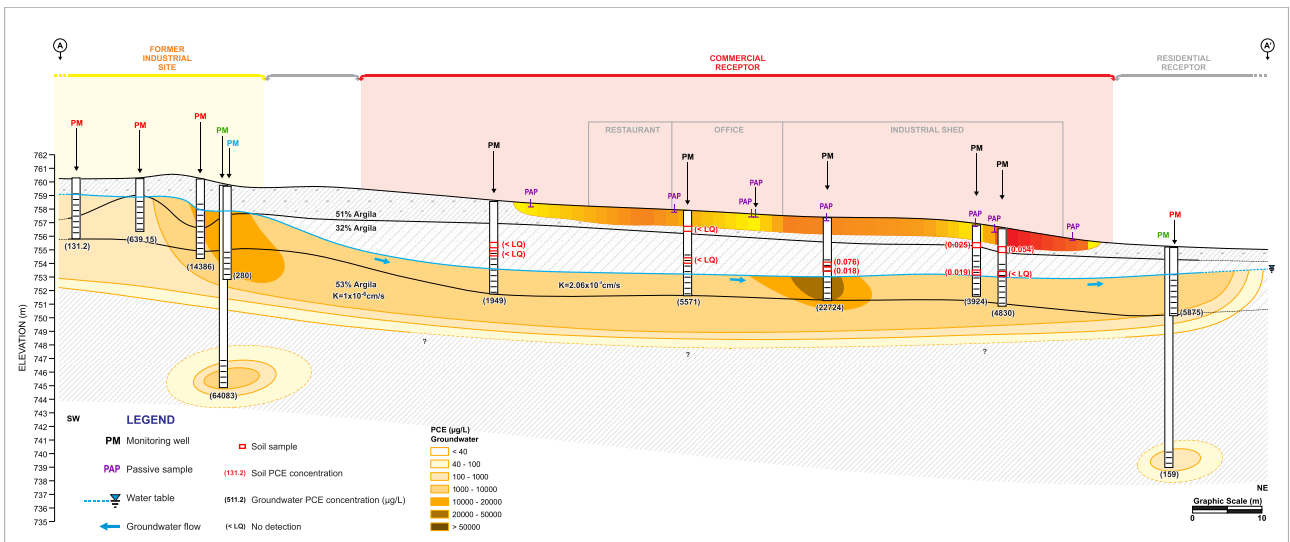


Figure 3 – Refined conceptual site model (CSM), which indicated the existence of another hotspot.

References

COMPANHIA AMBIENTAL DO ESTADO DE SÃO PAULO (CETESB) (2017). Decisão De Diretoria Nº 038/2017/C.

HARBAUGH, A.W. (2005). MODFLOW-2005, The U.S. Geological Survey modular groundwater model - The Groundwater Flow Process. U.S. Geological Survey Techniques and Methods 6-A16.

UNITED STATES ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY (U.S. EPA) (2014). Passive Samplers for Investigations of AirQuality: Method Description, Implementation, and Comparison to Alternative Sampling Methods.

HUNKELER, D., MECKENSTOCK, R. U., SHERWOOD-LOLLAR, B., SCHMIDT, T. C., WILSON, J. T. (2008). A guide for assessing biodegradation and source identification of organic ground water contaminants using compound specific isotope analysis (CSIA). United States Environmental Protection Agency, EPA 600/R-08/148.



Integrated conceptual model for health and environmental impact assessment in brownfield redevelopment areas

Erika von Zuben^{1*,2}, João Brissos², Mara Lopes², Daniel Vendas² & Carlos Costa^{1,2}

¹ AECSAS, Lisboa, Portugal

² eGiamb, Lisboa, Portugal

*Corresponding author: direcao@aecsas.pt

Keywords: complex site, conceptual model, brownfield.

Abstract

Barreiro Business Park (BBP) is located in the Setúbal Península, in the left bank of the Tejo Estuary. There is no historical consensus regarding the exact date for the beginning of the economic activities in the site, with the oldest known references being the use for salt evaporation ponds circa 1322. With the beginning of the Portuguese maritime expansion Barreiro assumed a more prominent role between the 15th and 17th centuries, being used as a shipyard (Estaleiro Naval da Telha), where the first “*naus*” used in the Portuguese discoveries were built.

The industrial growth in the Barreiro area occurred between the end of the 19th century and beginning of the 20th century, corresponding to the development of “*Companhia União Fabril (CUF)*”, which turned the site into a regionally significant industrial zone. The site continued to expand for the first half of the 20th century, particularly between the first and second world wars.

During the 20th century the BBP was home to several different industrial activities, namely: olive pomace oil extraction for soap production; inorganic chemical industries for the production of sulphuric acid (through the ustulation of pyrite), fertilizers, hydrochloric acid, sulphur (for pesticides) and superphosphates; metallurgical chemical industries (copper, lead, gold, silver) and pyrite ash treatment facilities; metallomechanics (iron, bronze and several steel alloys for the sulphuric acid industry); textile industry, initially just the manufacturing of bulk bags for fertilizer packaging and, in later years, evolving to the production of different kinds of fabric and synthetic fibers.

At the end of the 20th century, after a lengthy process of reform and restructuring of many of the companies and a progressive closure of many of the industrial activities, the site became a 260ha brownfield with a 3km wide riverfront. It is considered one of the environmental liability sites to be subject to priority action in the country (APA, 2010).

Within the BBP (Zone 1) the fertilizers industry occupied an area approximately of 80.000m². After the demolition of these facilities in 2001 and considering the need for refurbishment of the site for commercial and residential use, the first geoenvironmental investigation works were conducted for Zones 1 and 2 of the BBP (WEBER et al., 2004, 2005; BRITO at al., 2006, 2007). The investigations found widespread soil contamination by heavy metals, namely arsenic, copper, lead, mercury, vanadium and zinc, associated with made ground containing “green” pyrite (raw material for the production of sulphuric acid), pyrite ash, burnt pyrite fragments and zinc-impacted loam (by-products from the production of sulphuric acid), as well as phosphogypsum (calcium sulfate hydrate formed as a by-product of the production of fertilizers) with slight radioactivity (EGIAMB, 2005). Apart from the heavy metals, the made ground was also impacted with organic compounds, specifically petroleum derivatives and organochlorine compounds. The decommissioning of the EDP thermal power plant (EGIAMB, 2009), and part of the ammonia and nitric acid factories (EGIAMB, 2010) on the easternmost area of the BBP (Lavradio), allowed for further understanding of the environmental situation away from the historical areas.

The geology underneath the BBP is mainly sands and the occurrence of various types of mineral waste is potentially contaminant for the soils and groundwater. Over the years several remediation works comprising the excavation and removal of buried wastes have been conducted (“green” pyrites – 17.300 tons in 2017; zinc-impacted loams – 16.000 tons in 2018). Due to the intrinsic complexity of the site history and the underlying environmental liabilities,

specifically soil and groundwater contamination, additional studies have been continuously undertaken to refine the existing conceptual site model (GOLDER, 2011); EGIAMB (2011, 2012, 2015, 2019)), as well as risk assessments regarding human health considering the current and future receptor exposures, both commercial and residential. The risk assessments included construction workers undertaking the remediation earthworks (VENDAS et al., 2007; EGIAMB, 2020).

This paper aims at presenting the complexity, both in terms of defining the conceptual site model, and in diagnosing and remediating a brownfield that, besides its size, has been impacted by contamination spanning over a century of industrial activity. Furthermore, the made ground includes site-wide hazardous wastes stemming from the several industries that used the site, and these have been used as land fill in order to reclaim ground from the Tejo Estuary, thus constituting the biggest source of soil and groundwater from the shallow aquifer in the BBP.

References

- APA (2010) Programa Operacional Temático Valorização do Território / Eixo Prioritário III: Recuperação do passivo ambiental - Documento enquadrador. Amadora
- BRITO, G., COSTA, C., VENDAS, D. (2006) Modelação Geoestatística e SIG na Investigação In Situ e Remediação de Áreas Industriais Contaminadas com Metais Pesados. Proceedings of the 10th National Congress in Geotechnics, Vol. 3, 2006, pp. 823-832 (in Portuguese).
- BRITO, G., COSTA, C., VENDAS, D. (2007) Methodological Approach for Ground Contamination. Assessment and Remediation of Brownfields. 5th WSEAS International Conference on Environment, Ecosystems and Development (EED' 07), Tenerife, Canary Islands, Spain, December 14-16.
- EGIAMB (2005) Study of the Potential of Contamination of the Phosphogypsum Landfill (Barreiro).
- EGIAMB (2009) EDP Thermoelectric Power Plant Decommissioning and Decontamination Plan (Barreiro).
- EGIAMB (2010) Soil and Groundwater Contamination Assessment. Ammonia and Nitric Acid Factory (Barreiro).
- EGIAMB (2011) Strategic Environmental Assessment. Urbanization Plan for the Quimiparque Territory and Surroundings (Barreiro).
- EGIAMB (2012) Decommissioning of Physical-Chemical Treatment Facility and Storage of Hazardous Industrial Waste Facility. Decontamination Plan (Barreiro).
- EGIAMB (2015) Soil and Groundwater Contamination Assessment. Dicalcium Phosphate Plant (Barreiro).
- EGIAMB (2019) Detail Study for the Characterization of the State of Contamination of Soil and Groundwater and Quantification of Green Pyrites Deposited in the Barreiro Business Park.
- EGIAMB (2020) Quantitative Risk Analysis for Human Health and the Environment in the Green Pyrites Area Deposited in the Barreiro Business Park.
- GOLDER (2011) Estudo final de caracterização do estado de contaminação dos solos e das águas subterrâneas e avaliação do risco para os territórios da Quimiparque
- VENDAS, D., COSTA, C., BRITO, G. (2007) Risk assessment for redevelopment of contaminated land at an old industrial site. 5th WSEAS International Conference on Environment, Ecosystems and Development (EED' 07), Tenerife, Canary Islands, Spain, December 14-16.
- WEBER, EGIAMB & FCT (2004) Soil and Groundwater Contamination Assessment. Industrial Park Zone 1 (Barreiro).
- WEBER, EGIAMB & FCT (2005) Soil and Groundwater Contamination Assessment. Industrial Park Zone 2 (Barreiro).



Redeveloping CSM with SMART Characterization[®] and Stratigraphic Flux[™]

Willem M. Takiya^{1*}, Flavio Gutierrez¹, Paulo Lojkasek Lima¹, Lucas Brito¹ & Ana Paula Agostinelli¹

¹Arcadis, Sao Paulo, Brazil

*Autor correspondente: autor@mail.com

Keywords: High Resolution, Conceptual Side Model, 3D Model, MassFlux

Abstract

Background/Objectives.

A former manufacturing company, which had used trichloroethylene as part of its process, occupied two neighbour areas in Santo Andre Brazil for nearly 50 years until the 90's, when they were sold for two different stakeholders. Investigations started to be carried out in 2011 by the new occupants of the areas: one industrial and other commercial in an independent way. Remediation (ISCO) carried out by one of the parts were not efficient for groundwater treatment and probably led to a third part area contamination positioned side gradient of this area. Past characterization had utilized conventional methods such as 250 monitoring wells with long screen sections and few soil samplings, which missed the main mass of contamination and gave a misunderstood position of the former primary source location. Geology and groundwater sampling are challenging due the low permeability of the region ranging from 10^{-4} to 10^{-8} cm/s.

The strategy was to apply Smart Characterization (high-resolution site characterization) and stratigraphic flux (which provides a 3D graphical flux-based Conceptual Site Model – CSM - that uses a heat map to graphically show where most of the contaminant mass migration occurs) and redevelop CSM, providing accuracy of source locations, transparency for different stakeholders, and leading to implementation of more efficient and effective remediation.

Approach/Activities.

For the Smart Characterization approach, 44 passive soil gas sampling, 21 membrane interface hydraulic profiling tool (MiHPT) investigations, 27 whole core soil sampling (WCSS) and two 30m deep vertical aquifer profiling (VAP) investigations were carried out. In total, 347 VOC soil samples and 14 groundwater samples were carried out. By multiplying the hydraulic conductivity data (collected using a Geoprobe[®] HPT), and quantitative concentration data in the transport, slow advection, and storage zones (collected from Whole Core Soil Sampling and Vertical Aquifer Profiling) the CSM could be transformed in the context of relative mass flux – Stratigraphic Flux - differentiating the mass that moves faster from the slow-moving mass in slow advection zones and stationary mass in storage zones. The data were treated and interpreted in EVS (Earth Volumetric Studio) 3D software, which enabled the better visualization of the mass flux perspective.

Results/Lessons Learned. The Flux-based CSM revealed that, although groundwater and soil impacts are spread across entire transects, more than 80 percent of the mass flux discharge occurs within less than 20 percent of the cross-sectional area. The new 3D CSM helped stakeholders to understand where the impacts are and the location of sources of contamination and the challenges for site remediation.



Modelo conceptual e estratégias para remediação de LNAPL

Erika von Zuben^{1*}, Ricardo Manuel¹, Carlos Costa¹ & Daniel Vendas¹

¹ eGiamb - Consultoria Geoambiental, Lda., Caparica, Portugal

*Autor correspondente: erika.vzuben@gmail.com

Palavras-Chave: conceptual site model (CSM), light non-aqueous phase liquids (LNAPL).

Resumo

A contaminação das águas subterrâneas por produtos químicos orgânicos é um problema recorrente, que diferem em termos de densidade e solubilidade em água, sendo os compostos mais comuns os hidrocarbonetos de cadeia curta e os solventes clorados.

O presente trabalho abordará a primeira opção mais comum, os hidrocarbonetos de cadeia curta, conhecidos por LNAPL (*Light Non-aqueous Phase Liquids*).

A área do estudo está localizada na Área Metropolitana de Lisboa, onde ocorrem formações vulcano-sedimentares (a rocha mais abundante é o basalto), às quais se sobrepõem depósitos aluvionares e/ou de aterro.

A contaminação por hidrocarbonetos existente no solo e na água subterrânea, é originária da rutura de tubagens e de tanques de armazenamento de gasóleo, e os principais contaminantes encontrados nessa área são os solventes aromáticos, LNAPL representados pelos compostos BTEX (benzeno, tolueno, etilbenzeno e xilenos) e os hidrocarbonetos policíclicos aromáticos (PAH).

Uma vez que os hidrocarbonetos derivados do petróleo atingem o solo, eles pode sofrer **evaporação** ou **infiltrar** e atingir o lençol freático. Quando em contato com o lençol freático, estão sujeitos à **dissolução** ou permanecem na **fase residual**, não aquosa. (Newell et al., 1995).

Entretanto, a dispersão e a diluição dos contaminantes dependem, quase que exclusivamente, das características físicas do aquífero, como a condutividade hidráulica que influencia a migração da águas subterrâneas, que quando alta, aumenta a extensão de contaminação, mas diminui a concentração média devido a diluição. (Wilson & Jones, 1993; Gan et al., 2009).

Outro destino comum para contaminantes são os poros da matriz do solo. Devido à hidrofobicidade da molécula de hidrocarboneto e aos mecanismos de sorção causados principalmente por minerais de argila, matéria orgânica e óxidos de ferro e manganês, esses compostos tendem a ficar presos nesses poros ou em fraturas da rochas (Thomas & Ward, 1989; Gan et al., 2009).

Neste sentido, deve-se lembrar que a afinidade do contaminante pela matriz do solo pode não ser suficiente para impedir que o contaminante chegue ao lençol freático. A sorção apenas retarda a migração e, dependendo da taxa de dessorção, pode contaminar as águas subterrâneas. (Thomas & Ward, 1989; Wilson e Jones, 1993).

Para compreender todas as características das condições locais, a extensão da contaminação e o impacto potencial sobre os receptores, é essencial desenvolver um modelo conceptual do site (CSM), que integre as evidências disponíveis sobre a hidrogeologia, as fontes de contaminação, as vias de exposição, os receptores em potencial, além do histórico do local. (ASTM E2531-06 (2020)).

Ao desenvolver um CSM para um site com LNAPL, é importante compreender como ocorrem e em que estágio estão as libertações de produto, podendo ser caracterizado em estágio inicial, pela presença de uma camada espessa de acumulação de LNAPL (fase livre) nos poços de monitorização. A percolação de LNAPLs será para baixo sob a influência da gravidade através de caminhos permeáveis na zona não saturada (poros e fraturas), e depende do volume e da pressão da libertação de LNAPL até encontrar o lençol freático, quando mudará o movimento descendente e passará a se espalhar lateralmente, de forma radial.

Portanto, tem-se LNAPL residual que fica preso e relativamente imóvel e LNAPL móvel que pode se acumular junto a um piezômetro, além de gerar fase dissolvida na zona saturada e vapores na zona não saturada, mas ambos devem ser tratados separadamente, em alguns casos, podem requerer objetivos de remediação diferentes.

A natureza e complexidade dos processos de fluxo multifásico nos meios porosos tem diversas implicações para gestão da área e para a definição da estratégia de remediação.

A migração de LNAPL em subsuperfície representa uma questão complexa de fluxo multifásico, pois para além de envolver três fases (vapor no solo, solo e água), as características físico-químicas (densidade, viscosidade, composição e molhabilidade e permeabilidade) e a complexidade da partição química devem ser consideradas. Isso envolve a **dissolução**, que gera continuamente uma fase dissolvida em migração na água subterrânea e a **volatilização** do LNAPL no gás do solo, gerando riscos de intrusão de vapor.

Estas partições ocorrem simultaneamente e as suas taxas são influenciadas significativamente pela redistribuição contínua de LNAPL num lençol freático flutuante (efeito da sazonalidade).

A remediação completa de um site com LNAPL é muito desafiadora, e a experiência das últimas décadas ensinou que, apesar dos nossos melhores esforços sempre fica algum LNAPL no site, e o LNAPL residual é o responsável pelas concentrações acima dos padrões de potabilidade.

Pensando nisso é que nosso trabalho se desenvolveu no sentido de construir o CSM mais robusto possível, e ao pensar em remediação, ter como objetivo reduzir a saturação de LNAPL móvel, recuperar LNAPL na medida do possível com base na transmissividade, reduzir as concentrações no solo abaixo dos limites regulamentares, conter a migração da pluma de fase dissolvida e reduzir as concentrações de contaminantes na água subterrânea e de vapor para níveis aceitáveis.

Referências

- THOMAS JM & WARD CH. 1989. *In situ bioremediation of organic contaminants in the subsurface*. Environment Science Technology, 23: 760–766.
- WILSON SC & JONES KC. 1993. *Bioremediation of soils contaminated with Polynuclear Aromatic Hydrocarbons (PAHs): a review*. Environmental Pollution, 81: 229–249.
- NEWELL CJ, ACREE SA, ROSS RR & HULLING SG. 1995. Light Nonaqueous Phase Liquids. Environmental Protection Agency, EPA/540/S95/500. Available on: . Access on: Dec. 01, 2015.
- Standard Guide for Development of Conceptual Site Models and Remediation Strategies for Light Nonaqueous-Phase Liquids Released to the Subsurface*, ASTM E2531-06(2020)
- GAN S, LAU EV & NG HK. 2009. Remediation of soils contaminated with polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs). Journal of Hazardous Materials, 172: 532–549.



Review of Conceptual Site Model (CSM) and Remediation Approach after High-Resolution Site Characterization using Combined OIP and HPT Technologies.

Rodrigo da Silva Trentin^{1*}, Milly Saturnino¹ & Francisco Campos Castro de Carvalho¹

¹ Finkler Ambiental, Vinhedo, São Paulo, Brazil

*Corresponding author: rodrigot@finkler.eng.br

Keywords: Conceptual Site Model, HRSC, Remediation, Innovation

Abstract

This study shows the investigation process of a site that required the emergency installation of a multi-phase extraction (MPE) remediation system and the resulting change in approach for remediation of the site after a high resolution site characterization campaign. The site is a fuel station and its surroundings located inside a sugarcane mill in the state of São Paulo, Brazil. Only 15 days after the beginning of the operation, the MPE system removed more than 100 liters of petroleum-derived products from the groundwater. The unusual high amount of product raised the possibility of the existence of an unknown active primary contamination source at the site. After discussing with the owner, a high-resolution site characterization (HRSC) campaign was conducted with the use of the optical image profiler coupled with the hydraulic profiling tool (OiHPT) system to characterize the lithology (ASTM, 2016) and to identify the primary sources and extension of the contaminant in the site.

Due to its response to ultraviolet (UV) light, hydrocarbons are suitable for investigation using the OiHPT technology. The OiHPT technology uses induced fluorescence by a UV LED source inside the probe body, which is captured by a camera located also inside the probe, to map the presence of polyaromatic hydrocarbons (PAHs) free-phase in soil and groundwater (Geoprobe, 2019). Based on the history of the site and its current facilities layout, sixty OiHPT logs were performed at the site totaling more than 600 meters of probing during fifteen field days. After the HRSC investigation was complete, the results were analyzed and six optimized soil samples were collected, based on the OiHPT results, to quantify the contamination indicated in the investigation phase.

By using a HRSC and real-time interpretation approach, it was possible to identify the primary source zones, as well as secondary, after the completion of the sixty OiHPT logs. It was found that 90% of the contamination is present in the vadose zone as residual phase of the leaking of fuel and had not yet reached the water table. This portion of contaminants was not being monitored, and was not even identified, due to the only use of monitoring wells to assess the extent of the product in the area. Moreover, when using the hydraulic profiling capabilities of the equipment it was possible to describe the lithology and identify zones of transport of mass and zones of storage of contaminants and to optimize the position of the extraction well screens (Geoprobe, 2015).

The results of the six soil samples collected in zones indicated by the OiHPT (McCall, et al., 2018) logs showed concentrations of benzene, ethylbenzene, xylenes, naphthalene and TPH higher than the maximum concentration limits according to the local regulatory agency. The total volume of the area impacted that was identified with the HRSC approach was three times bigger than the area indicated by studies using a traditional approach with a few monitoring wells and soil sampling. A new remediation strategy was implemented to treat both the contamination in the saturated zone and the adsorbed phase in the soil matrix. This study shows the capacity of combining the historical information about a site with the adequate high-resolution investigation approach to locate and characterize source zones where the higher mass of contaminants is located as well as to gather lithological data to identify storage and transport zones for contaminants (McCall and Christy, 2020). The later stages of remediation can be optimized and performed in a shorter period with fewer investments if the right target areas are identified and characterize.

References

- ASTM D8037 / D8037M-16, Standard Practice for Direct Push Hydraulic Logging for Profiling Variations of Permeability in Soils, ASTM International, West Conshohocken, PA, 2016, www.astm.org
- McCall, Wesley, et al. (2018). Evaluation and application of the optical image profiler (OIP) a direct push probe for photo-logging UV-induced fluorescence of petroleum hydrocarbons. *Environmental Earth Sciences*, 77.10, pp. 1-15.
- McCall, Wesley, and Thomas M. Christy (2020). The Hydraulic Profiling Tool for Hydrogeologic Investigation of Unconsolidated Formations. *Groundwater Monitoring & Remediation*, 40.3, pp. 89-103.
- Geoprobe. Geoprobe® Hydraulic Profiling Tool (HPT) System: Standard Operating Procedure, Technical Bulletin No. MK3137 (Revised 2015). Salina, Kansas: Kejr Inc./Geoprobe Systems
- Geoprobe (2019). Optical Imaging Profiler (OIP) Standard Operating Procedure. Geoprobe. Salina, Kansas. <https://geoprobe.com/sites/default/files/storage/pdfs/OIP%20SOP%20rev.2.1.pdf>.



Complete Redefinition of Conceptual Site Model based on a High-Resolution Site Characterization Approach – A Case study of a High-Risk Site Contaminated by Chlorinated Compounds

Ariane Correa Barbosa^{1*}, Carlos Cesar Malta-Oliveira¹ & Sandro Souto de Souto¹

¹ Finkler Ambiental (Vinhedo, São Paulo, Brasil)

*Corresponding author: arianeb@finkler.eng.br

Keywords: Chlorinated Compounds, HRSC, Investigation, Conceptual Site Model

Abstract

The site investigated was a former industrial site that used chlorinated compounds and did not have a proper system for discarding the used materials. The industrial operation was stopped in 1996 and currently, it is located in a heavily populated residential area of a large city and presents a risk for the people living in the area.

Investigations have been conducted in the area culminating in a Human Health Risk Assessment in 2012 and the installation and operation of an emergency vapor removal system. In the previous investigation, the detection of compounds was mainly seen in groundwater as dissolved phase and vapor intrusion believed to be generated from the dissolved plume. It was stated that there was no risk due to adsorbed contaminants in the soil based on approximately 30 soil samples collected throughout the area and multiple investigation campaigns. The vapor removal system was installed considering the groundwater as the main source of the intrusion even though the groundwater level is deeper than 10 meters in the whole area.

A high-resolution investigation (HRSC) approach was suggested and the Membrane Interface-Hydraulic Profiling System (MiHPT) was the selected technology to investigate the suspected source areas due to the capabilities of the system to detect low concentrations of chlorinated compounds with the use of an XSD detector, which is the halogen specific detector of the MiHPT system.

During the investigation phase, 14 MiHPT logs were conducted totaling 150 meters of total depth reached. Extra care was taken because the contaminant of concern of the site was chlorinated and thus denser than water (DNAPL). The approach was to stop the MiHPT logs when the direct push rig reached a rate of probing of 0.3 meters per minute, which is the lowest rate acceptable to maintain the integrity of the equipment or when XSD signals indicating the presence of chlorinated compounds were detected and a storage zone in the lithology was identified with the use of the HPT tool. This second stop point is to prevent the creation of a preferential flow zone that would allow the vertical migration of DNAPLs.

The locations of the borings were firstly set to match the vapor hotspots identified with the use of 232 passive vapor samplers and also in regions where the main source areas were suspected to be located. As the investigations proceeded a couple of extra logs were conducted to increase data density in key areas where XSD signals were found in the vadose zone and indicated possible source areas, as shown in picture 1.

It was possible to identify the main source zone with XSD signals in the vadose zone and shallow depths and to reasonably delimitate the main source with few MiHPT logs. The biggest finding of the study was that the areas that were the vapor hotspots were not necessarily located at the same location as the adsorbed phase in the soil.

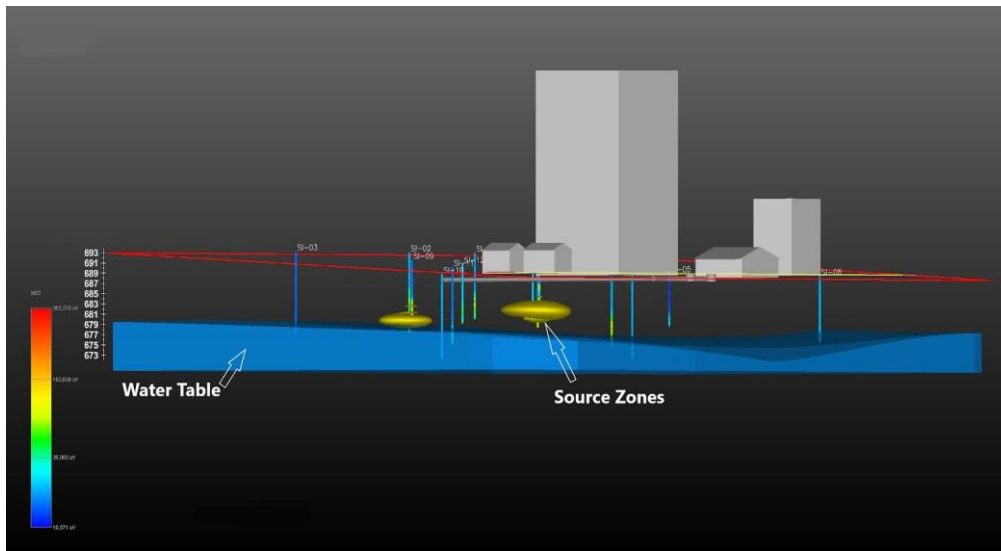
A lithological storage zone was identified through the HPT sensor at depths varying from 7 to 9 meters below ground as served as the main containment for the vertical migration of the DNAPLs and also as a seal for possible upward migration of vapors generated from the water table.

The current Conceptual Site Model and understating that the main source for the vapor intrusion was the dissolved phase in the groundwater can be reevaluated and changed due to the finding of an adsorbed phase plume found in the vadose zone. Coupling the results from the MIP and the HPT systems allowed the identification of a preferential flow

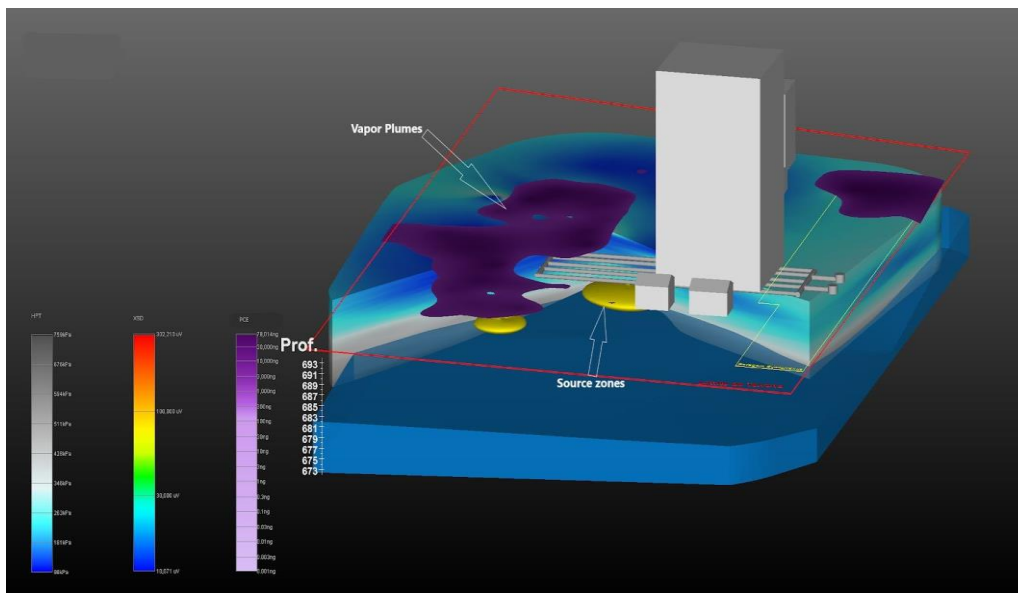
zone in the vadose zone that serves as the main transport pathway for the vapor intrusion identified at the site, moreover, the redefinition of the source zone for the vapor intrusion as the contamination present in the vadose zone and not the dissolved phase in the groundwater was possible through the combined use of the systems, as seen in picture 2.

The mass in the soil matrix that represents 90% of the total mass of contaminants is present in just 5% of the total area impacted by chlorinated compounds in all of its phases, adsorbed, dissolved, and vapor phase. Removing this mass would reduce the mass flow and prevent the increase of dissolved phase, future vertical migration of DNAPL to the fractured bedrock, and eliminate the risk of vapor intrusion for residents of the area.

The use of a high-resolution, real-time investigation approach was crucial to reevaluate and recreate the conceptual site model for the site completely.



Picture 1: Location of the contaminant source zones mainly above the water table and just below the main buildings of the site. These source zones are the main generators of the vapor intrusion at the site, and not the vapors generated by the dissolved phase as previously thought.



Picture 2: It shows the final conceptual site model with the readings from the vapor intrusion monitoring samples, readings from the XSD sensor of the MiHPT system, and the HPT pressure results. It shows the main source area, the location of the PCE vapor plume, and the preferential flow path for the vapor. The vapor plume located on the far top right is not located on top of the source zone, it indicates the movement of vapors in the flow path indicated by the HPT sensor.

Investigação de Alta Resolução (OIP) com uso de Sondagens Inclínadas para Delimitação de LNAPL sob Edificações Ocupadas

Luis Adensohn^{1*}, Rafael Franklin¹ & Andreia Yoshinari¹

¹ EBP BRASIL, São Paulo (SP), Brasil

*Autor correspondente: luis.adensohn@ebpbrasil.com.br

Palavras-Chave: Investigação, Alta Resolução, LNAPL, Sondagens Inclínadas.

Resumo

Ao longo das décadas de 1970 a 1990 foram depositados resíduos de atividades industriais em um terreno localizado na região metropolitana da cidade de São Paulo, no Estado de São Paulo, Brasil. Em meados dos anos 1990 o local foi aterrado com aproximadamente 1,0 m de solo limpo, e um condomínio residencial foi projetado com previsão para construção de 72 edifícios de 8 andares, cada um com 4 apartamentos. Até o início dos anos 2000, 62 edifícios haviam sido construídos e 53 já se encontravam habitados, totalizando mais de 5.000 moradores (**Figura 1.**).

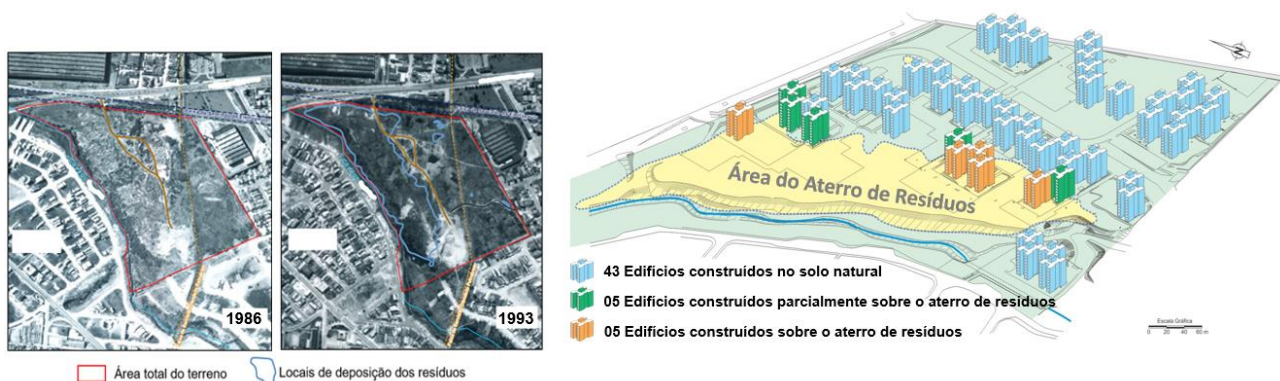


Figura 1. – Fotos aéreas históricas da área de deposição do resíduo e a área construída do condomínio residencial

Ainda nos anos 2000, um acidente em uma das caixas subterrâneas do condomínio mobilizou a Cesteb, órgão ambiental de controle do Estado de São Paulo, que detectou a presença de gás metano (CH_4) em seu interior. Este evento demandou uma série de investigações nas diferentes matrizes (solo, águas subterrâneas, gases e vapores do ar do solo), levando a incluir todo o condomínio no grupo de Áreas Contaminadas Críticas do Estado de São Paulo, além de exigir a implantação de medidas de engenharia com o objetivo de mitigar os riscos associados à intrusão de gases e vapores nos edifícios.

Durante as investigações na área, a camada de resíduos foi delimitada e foram verificadas espessuras variando entre 0,1 e 15,0 metros à jusante (de leste para oeste). Dentre os resíduos identificados destacavam-se uma grande quantidade de areia de fundição impregnada com óleo, além de materiais diversos associados (plásticos, borracha, madeira, metais e etc). Abaixo desta camada ocorre o solo natural, composto por um material silto-argiloso de baixa permeabilidade.

Na porção norte da área foi identificada uma expressiva ocorrência de LNAPL acumulada nos poços de monitoramento localizados na área aberta, vide **Figura 2.**, o que levou a uma investigação na área com auxílio da ferramenta de alta resolução OIP (*Optical Image Profiler*) visando mapear e delimitar a área de ocorrência de produto adsorvido no subsolo. Contudo, este mapeamento foi limitado somente às áreas abertas entre os edifícios, dada a dificuldade de acesso e a impossibilidade da remoção imediata dos residentes dos apartamentos térreo dos blocos 1 e 2.

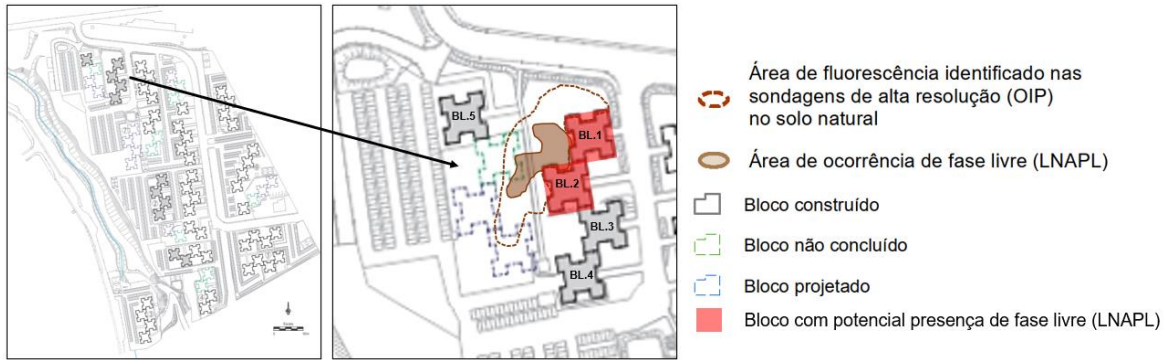


Figura 2. – Área de Fluorescência identificada nas sondagens de alta resolução nas áreas abertas entre os blocos

Havendo a necessidade de investigar as potenciais ocorrências de produto sob os blocos 1 e 2, a EBP BRASIL optou por realizar sondagens de alta resolução (OIP) inclinadas em cada face dos edifícios, de modo a integrar os resultados obtidos àqueles adquiridos na investigação das áreas abertas com sondagens verticais. Em cada face do edifício a sonda foi estrategicamente posicionada e o melhor ângulo de perfuração calculado, de modo a perfurar toda a camada de resíduos e parte do solo natural, e assim obter um mapeamento completo do plano vertical, atentando para a premissa de garantir o maior alcance horizontal possível, de modo a obter o mapeamento em ambos os planos (**Figura 3.**).

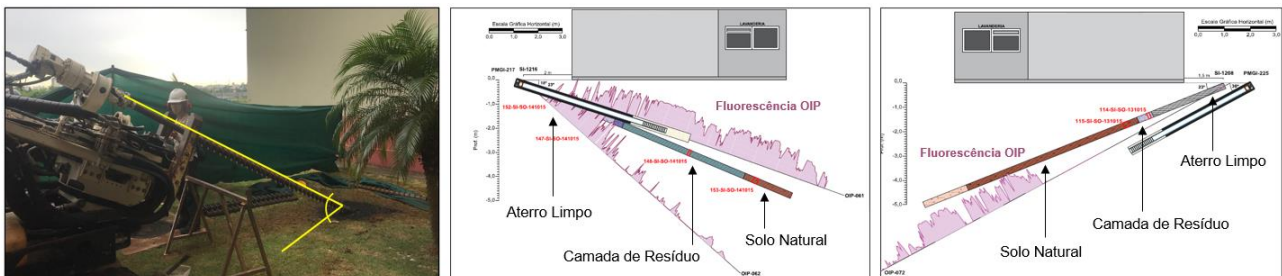


Figura 3. – Posicionamento da sonda em campo e execução da sondagem de alta resolução (OIP Inclinado) nas faces do edifício

Para o cálculo estimado do ângulo, foi utilizada a base de dados obtida durante as investigações nas áreas abertas, e as perfurações foram realizadas levando-se em consideração uma distância segura em relação às estruturas dos edifícios, como medida de segurança.

Os resultados indicaram picos de fluorescência significativos em todo o horizonte de ocorrência da camada de resíduos, porém de forma irregular, possivelmente em decorrência da grande heterogeneidade do meio físico. Já no solo natural, os picos de fluorescência tornam-se mais regulares e com maior intensidade nos primeiros metros após a camada de resíduos, diminuindo em profundidade. Este padrão também foi observado nas sondagens verticais conduzidas nas áreas abertas. Com o término das investigações, os resultados foram submetidos a uma análise integrada no software *RockWorks17*, de modo a elaborar o modelo conceitual completo das ocorrências de LNAPL na região, sendo fundamental para elaboração do plano de intervenção e das ações de mitigação dos riscos associados (**Figura 4.**).

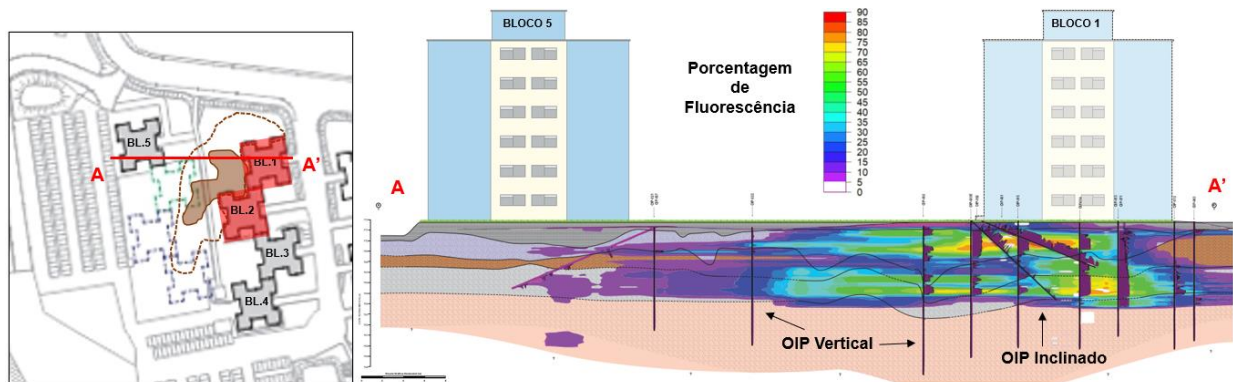


Figura 4. – Integração dos resultados das sondagens OIP verticais das áreas abertas e OIP inclinados sob os blocos

Deste modo, a utilização da ferramenta de alta resolução (OIP) inclinada mostrou-se uma solução inovadora e eficiente nas investigações de LNAPL em locais sob condições complexas, sobretudo em edificações ocupadas e com acesso limitado, atingindo seus objetivos e fornecendo os subsídios necessários para o gerenciamento ambiental do caso.



Building a flux-based Conceptual Site Model for an optimized remediation approach from a Smart Characterization® using combined HRSC tools and model validation

Victor Inada^{1,2*}, Júlio Vilar¹, Lucas Jardim¹, Dário Vaz¹ & Júlio Costa^{1,2}

¹Arcadis, São Paulo, Brasil

²SENAC, São Paulo, Brasil

*Corresponding author: Victor Inada: victor.inada@arcadis.com

Keywords: Smart Characterization, flux-based CSM, high resolution tools, model validation.

Abstract

Smart Characterization® is an innovative approach on sites' investigation that enables to understand how the groundwater plume moves in the aquifer so it can be cost effectively remediated (Suthersan et al., 2015). Instead of relying on inaccurate data from monitoring wells, this approach uses real-time high-resolution tools to create a mass flux-based CSM to distinguish the mobile contaminant mass and to enable the focusing of the remediation effort.

A Smart Characterization® has been performed in a complex area at a steel mill in Brazil, located over a weathered rock aquifer, impacted by Polycyclic Aromatic Hydrocarbons (PAHs) and Benzene. The site has been a target of investigations since 2008, where "traditional" sites' characterization approaches were carried out, and the CSM was based mainly on the monitoring wells' data and low-resolution sampling, which provided little information about the real core of the plumes. Because of this fact, it was not possible to map the transport zones.

The main goal of the characterization was to build a robust CSM which would allow the definition of an efficient strategy of remediation for the area. To achieve that, a Ground Penetration Radar (GPR) and grids of passive soil gas samplers were used for an initial screening of potential primary and secondary source zones, to guide the locations of MiHPT locations and for safety reasons; the MIP (Membrane Interface Probe) coupled with HPT (Hydraulic Profiling Tool) – MiHPT – was used for a vertical screening of VOC, to map the stratigraphical units - the storage, slow advection and main transport zones - based on their relative permeabilities, and to guide the sampling of soil and groundwater in high resolution, from Whole Core Soil Sampling (WCSS) and Vertical Aquifer Profiling (VAP), respectively. The high-resolution data were treated and interpreted in 3D models in the Earth Volumetric Studio (EVS) and enabled the creation of a robust flux-based CSM. Figure 1 below presents a summary of the Smart Characterization approach used in the area.

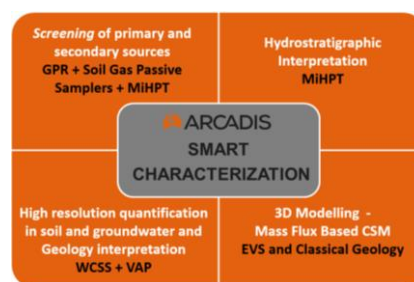


Figure 1 - Summary of the Smart Characterization approach used in the site

The fieldwork team was led by experienced geologist and environmental engineers to make sure of the quality of the sampled data and to perform the real-time interpretation of the high-resolution tools, in order to guide the investigation in a dynamic way, with the decision-making processes relying on constant support from professionals at the office. Smart Characterization is not based only on sampling and gathering a lot of data. The data acquisition needs to be guided by the geologic context and its interaction with the contaminants, always considering the main goal of the characterization, which is, in this case, the remediation of the area (Curry et al., 2018).

With the high-resolution data, a robust CSM was constructed. The 3D model was created in the Earth Volumetric Studio (EVS). HPT data provided a detailed information of relative permeabilities and it was possible to construct a model which correlated the concentrations of contaminants in soil and groundwater with the main transport, slow advection and storage zones. The model relied on maximum pressure (kPa) of injection of water from the HPT into the

hydrostratigraphical layers. Storage zones in the area exceeded 600 kPa. To validate the HPT data, samples of soil were analyzed for geotechnical parameters such as effective porosity. The storage zones achieved percentages of effective porosity as low as 1% and are mainly composed of a structured (foliated) compacted residual soil composed of silt.

The Smart Characterization included a thorough “Classical Geological” approach. A research of the geological/hydrogeological context of the site included the use of regional maps, aerial photographs, previous studies, and other bibliographic references of the region. The site is included in a complex metamorphic setting. For purpose of client discretion, no further information is presented, which might indicate the exact location of the site. The geological characterization performed included detailed soil core description at fieldwork and the elaboration of geological cross-sections to allow the geological interpretation and to further understand the distribution of the hydrostratigraphic units. Figure 2 present the same section obtained from the 3D modelling and the geological approach.

The named “classical geological” approach was conducted with no interference (bias) of the MiHPT data, since it was supposed to be compared and to validate the 3D models achieved by the geostatistical kriging of the data. Figure 2 shows that the sections obtained by both approaches are compatible. The first and most visible evidence is the paleochannel identified by a hydrographic map of the site before the installation of the steel mill. Paleochannel was identified by the HPT data and by the soil core description. The paleochannel had been filled with a silty clay material more permeable than the *in-situ* Residual Soil of the area, which is compact and foliated in this area. The second evidence is that the horizontal variation of permeabilities displayed in the sections from the 3D modelling are compatible to the geological interpretation of the layers that dip towards south direction. The models are also in accordance with the regional geology, with different types of schists mapped in the region. Once both the data and the high-resolution CSM were validated, the mass flux-based CSM was constructed using the EVS software, by combining the data of permeability with the concentration of contaminants in groundwater. Figure 2 presents the flux-based CSM obtained. As expected, most of the mass-flux occurs in less than about 20% of the total area (Welty et al., 2016).

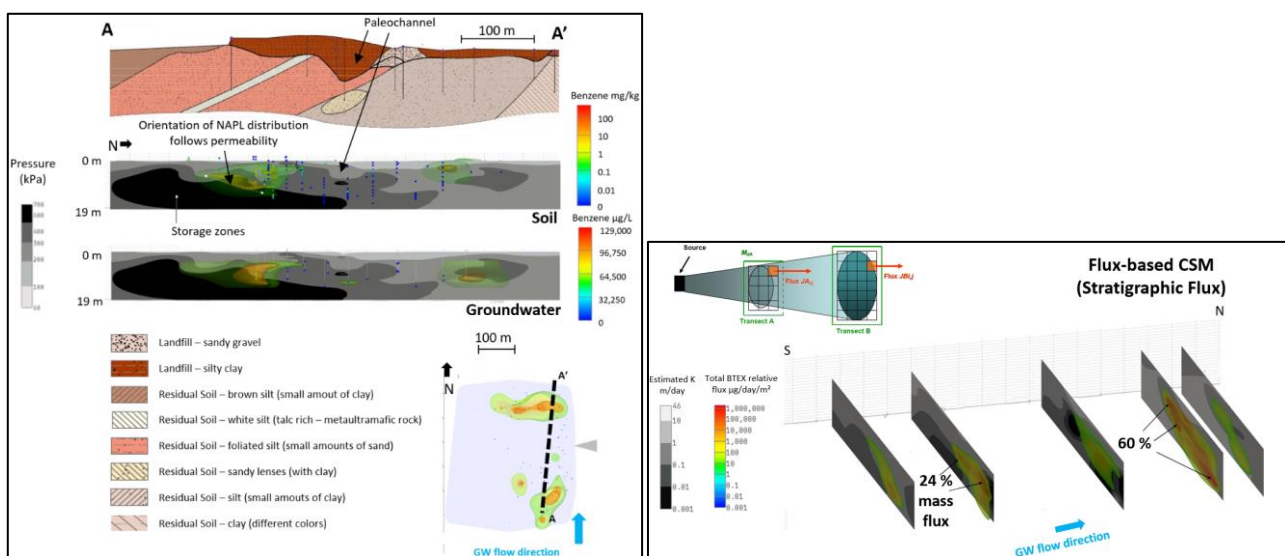


Figure 2 – 3D model comparison/validation with geological interpretation (left) and Mass Flux-Based CSM of the site (right).

The use of Smart Characterization/flux-based CSM increases the likelihood of remediation success through high-resolution CSMs which allows a focused remediation on the major contamination’s mass flux, reducing remediation life cycle and costs. Correlating CSM model with the classical geological approach corroborated the results. Based on the flux-based CSM, the remediation strategy was defined. The Return on Investigation (ROI) is obtained both during the remediation and the investigation. Real-time tools that allow an adaptative approach and helps decision-making during fieldwork, makes it much more likely to achieve contaminations’ delineation in a one-time field-work phase.

References

- Welty, N., Curry, P., Quinnan, J. (2016). Smart Characterization and returning on Investigation. *Advances in Remediation (A new way of thinking)*.
- Curry, P., Welty, N., Gupta, A., Quinnan, J. (2018). The secret to better, faster and cheaper – Smart Characterization. *Advances in Remediation (A better way forward)*.
- Suthersan, S., Quinnan, J., Welty, N. (2015). The New ROI: Return on Investigation by Utilizing Smart Characterization Methods. *Groundwater Monitoring & Remediation*.



Environmental Data Management and Industry 4.0

Dan Alexander^{1*}

¹EarthSoft, Inc., Greensboro, North Carolina, USA

*Corresponding author: dalexander@earthsoft.com

Keywords: Data management, Data governance, Industry 4.0.

Abstract

There have been four industrial revolutions. The most recent is referred to as Industry 4.0. IoT (Internet of Things) devices and sensors, digitalization, and big data will change the whole manufacturing industry in the next 5-10 years. The only remaining question is how fast.

EarthSoft is participating in this evolution by providing a digital solution to support environmental data management with its EQuIS suite of software applications. The workflows around environmental data management can be digitized and automated to move these important processes along the changing landscape as all other industrial processes evolve in this manner.

This session will discuss what these changes mean to industry and how they will continue to evolve.

Acknowledgments

Dave Myers/Dow Chemicals

References

- DAMA-DMBOK (2017). Data Management Body of Knowledge (2nd Edition) by DAMA International. Technics Publications; Edition: Second.
- FRANK W. (2008). Liou. Rapid prototyping and engineering applications - A Toolbox for Prototype Development.
- G. G. Parker, M. W. Van Alstyne, Sangeet Paul Choudary (2016). Platform Revolution: How Networked Markets Are Transforming the Economy.
- HORST et al. (2018). Digital Reinvention in the Remediation Industry. Groundwater Monitoring & Remediation.
- KIMBALL, Ralph (2004). The Data Warehouse ETL Toolkit: Practical Techniques for Extracting, Cleaning, Conforming, and Delivering Data.
- KRESIC, N., MIKSZEWSKI, A. (2013). Hydrogeological Conceptual Site Models - Data Analysis and Visualization.
- MARZ, WARREN (2015). Big Data Principles and Best Practices of Scalable real-time data systems.
- MAZUMDAR, Pranab et al. (2016). Pro SQL Server on Microsoft Azure. Apress.
- NASA (1997). Application-Controlled Demand Paging for Out-of-Core Visualization.
- PINFIELD, S, COX, A. M., SMITH, J. (2014). Research data management and libraries: relationships, activities, drivers and Influences. PLoS ONE , v. 9, n. 12, p. 1-28.



Continuous Monitoring of Indoor Air Helps to Evaluate Risk from PCE and TCE Exposure in a Residential Complex in Brazil

Paulo Negrao^{1*}, Blayne Hartman² & Mark Kram³

¹Clean Environment Brasil, Brasil

²Hartman Environmental Geosciences, United States

³Groundswell, United States

*Corresponding author: p.negrao@clean.com.br

Keywords: Vapor intrusion, Continuous monitoring

Abstract

A complex of 4 residential high-rise buildings were built in Campinas, SP Brazil in the early 2000's on a lot that had been previously used as a solvent recycling facility. Soil and groundwater were impacted by PCE and TCE. The real estate transaction took place before state legislation required site assessment prior to a change of use from industrial to residential. The seller neglected to inform the developer/buyer about the soil contamination.

The first 12-story building was finished and released to residents in 2001, while buildings two and three were in the final stages of construction. All buildings have residential units on the ground level. During the foundation work for building 4, a worker passed out from exposure to soil vapors. The contamination of the foundation area was then noted by an engineer on site and reported to the State of Sao Paulo EPA. Occupation of buildings 2 and 3 was then prohibited by the Sao Paulo EPA and construction of building 4 was stopped.

The developer of the complex vanished after construction was halted and the contaminated site was left unfinished. A judge ruled that the City of Campinas would take responsibility for the management of the contaminated site in 2002. An emergency SVE system was installed under building 1 where the residents refused to move.

Over the next 17 years, there was a great deal of uncertainty about the exposure of the residents of building 1 to vapors while occupancy of buildings 2 and 3 was prohibited. Sampling of ambient air was only done several times using Summa canisters and TO-15 analysis. The sampling was done at a limited number of locations due to financial limitations, still leaving great uncertainty about the real risk to the residents.

In August of 2019, a 2-week continuous monitoring campaign was conducted in 16 locations of the complex under the supervision of the State of Sao Paulo EPA and the DEQ of the City of Campinas. The TCE and PCE concentrations in air generated during the two-week sampling event documented that ambient air in the residential units on the ground level were below acceptable risk levels. The Sao Paulo EPA and the DEQ of the City of Campinas are now considering a release so that occupation of buildings 2 and 3 can begin while a soil and groundwater remediation strategy is implemented.

References

- Kram, M. L. (2015). The emperor's old clothes: An inconvenient truth about currently accepted vapor intrusion assessment methods. *Groundwater Monitoring and Remediation*, 35(4), 20–26.
- Kram, M. L., Hartman, B., & Clite, N. (2019). Automated continuous monitoring and response to toxic subsurface vapors entering overlying buildings—selected observations, implications and considerations. *Remediation*, 29(3), 31–38.
- Kram M, Hartman B, Frescura C, Negrao P, Egelton D. Vapor intrusion risk evaluation using automated continuous chemical and physical parameter monitoring. *Remediation*. 2020;30:65–74.
- Schuver, H. J., Lutes, C., Kurtz, J., Holton, C., & Truesdale, R. S. (2018). Chlorinated vapor intrusion indicators, tracers, and surrogates (ITS): Supplemental measurements for minimizing the number of chemical indoor air samples—Part 1: Vapor intrusion driving forces and related environmental factors. *Remediation*, 28(3), 7–31.



Como utilizar corretamente os poços de monitoramento como instrumento de aquisição de dados em investigação de áreas contaminadas?

Marcos Tanaka Riyis^{1,2*} & Heraldo Luiz Giacheti²

¹ECD Ambiental; Sorocaba, Brasil / Centro Universitário SENAC, São Paulo, Brasil

²Faculdade de Engenharia de Bauru, UNESP, Bauru-SP, Brasil

*Autor correspondente: marcos.tanaka.r@gmail.com

Palavras-Chave: Áreas Contaminadas, Poço de Monitoramento, Amostragem de Solo, Investigação, Hidrogeologia.

Resumo

A investigação de áreas contaminadas no Brasil é fortemente baseada no uso de poços de monitoramento (PMs), normalmente instalados com seção filtrante longa e interceptando o nível de água (poços denominados de não afogados). Usualmente, é feita uma perfuração que tem como objetivo principal a instalação do PM. Dessa perfuração, extrai-se algumas informações adicionais, como o material perfurado e eventualmente coleta-se também alguma amostra desse material para análise química. O resultado dessa abordagem é um acesso à água subterrânea, informações pouco acuradas sobre as unidades hidroestratigráficas (UHs) que se relacionam com este poço e praticamente nenhuma informação sobre a relação contaminante-meio físico. Desta forma, poucas amostras de solo são coletadas (tipicamente 1-2 por furo), e utilizam-se ferramentas inadequadas para esse fim, uma vez que o principal objetivo era o de instalar o PM (RIYIS, 2019). Além disto, o método de perfuração é escolhido pensando apenas no principal objetivo, e não em se coletar amostras representativas de solo.

Dessa forma, as decisões do Gerenciamento de Áreas Contaminadas (GAC) são tomadas baseadas nas concentrações das substâncias químicas de interesse (SQIs) encontradas em fase dissolvida na água subterrânea amostrada nesses PMs. Além das concentrações das SQIs, outras informações sobre o meio físico e o possível comportamento da água subterrânea (fluxo) e das SQIs (transporte) são também obtidas por meio desses poços, dentre elas, a condutividade hidráulica e o potencial hidráulico, informações chave para o cálculo da taxa, direção e sentido do fluxo subterrâneo.

Em síntese: mede-se o nível de água dentro dos PMs para se obter a carga hidráulica do aquífero naquele ponto; realiza-se um ensaio como *slug test* ou *bail test* no mesmo PM para se determinar a condutividade hidráulica do aquífero; e realiza-se uma purga adequada (NBR 15847) nesse poço e coleta-se uma amostra de água subterrânea dele para se obter a concentração da SQI dissolvida naquele ponto. Com base no cenário descrito, pode-se perceber que é dada muita importância ao PM em uma investigação de área contaminada. Mas essa importância é justificável? Os poços convencionais (3 metros de seção filtrante, não afogados) são adequados como regra geral?

O entendimento atual, que foi explicitado na Decisão de Diretoria 038/2017 da CETESB (2017), é que a investigação deve ser conduzida em todas as áreas fonte, em todos os meios (solo, água subterrânea, ar do solo) e **em todas as unidades hidroestratigráficas** (grifo dos autores). Isso significa que o entendimento do meio físico ganha destaque e importância na investigação, e ele passa por identificar, definir e delimitar todas as UHs em escala de detalhe. Para aplicações práticas, a DD-038 não permite o uso indiscriminado dos PMs como única ferramenta de obtenção de dados, uma vez que não são instalados de modo a monitorar diferentes UHs. Estes poços fornecem dados de várias UHs juntas, dados que são, na verdade, uma mistura de informações, ou seja, uma espécie de “média ponderada” de todas as UHs atravessadas pela seção filtrante do poço (Einarson, 2006). Por exemplo, medindo-se o nível de água dentro do PM convencional, está sendo medido o potencial hidráulico **médio** de todas as UHs que estão em contato com a seção filtrante desse poço. Assim, se ele é o potencial médio, na verdade ele não representa nenhuma UH. Desta forma, não se pode construir um mapa potenciométrico com essas cargas hidráulicas. Portanto, com os dados obtidos nesses poços convencionais, não se pode determinar a direção e sentido do fluxo de água subterrânea, nem tampouco da eventual pluma de contaminação em fase dissolvida.

Seguindo o mesmo raciocínio, ao se conduzir um ensaio tipo *slug test* ou *bail test* nesse poço, para determinar a condutividade hidráulica, também são coletados dados de uma média ponderada das UHs. Deste modo, também a condutividade hidráulica determinada pelo ensaio será representativa do **conjunto** de UHs portanto, não será representativa de **nenhuma** UH. Sendo assim, conclui-se que não se pode determinar a real velocidade do fluxo advectivo empregando um poço de monitoramento deste tipo.

Por fim, a concentração de SQIs obtidas em amostras de água subterrânea coletada em poços deste tipo também será representativa da média ponderada das UHs que são atravessadas pela seção filtrante do PM. Assim, não se pode utilizar

o valor dessa concentração para se construir plumas, nem para se calcular o risco a que algum receptor exposto, nem para atestar que uma medida de intervenção teve sucesso ou não, pois a concentração do poço pode estar muito concentrada ou diluída.

Para ilustrar os aspectos aqui discutidos, Riyis (2019) e Riyis et al (2019) apresentaram um local onde um PM estava instalado, com 3 metros de seção filtrante, e que atravessava cinco UHs diferentes. A concentração de uma determinada SQI obtida por meio deste poço era da ordem de 1 mg/L e a condutividade hidráulica era da ordem de 8×10^{-8} m/s. No entanto, após uma identificação, delimitação e caracterização das UHs e instalação de um PM com seção filtrante apenas na UH mais relevante para o fluxo subterrâneo (camada de 0,30 m de areia grossa com pedregulhos), a condutividade hidráulica desta UH foi determinada e o resultado obtido foi da ordem de 2×10^{-4} m/s enquanto a concentração da mesma SQI foi da ordem de 20 mg/L. A combinação: concentração 20 vezes maior com condutividade hidráulica 2,5 ordens de grandeza maior, muda totalmente a tomada de decisão. Com base na argumentação e nos fatos apresentado a nova questão que surge é: Então, os PM devem ser abandonados como ferramenta de investigação? A Norma NBR 15.495-1 (ABNT, 2009), fortemente baseada na norma ASTM D 5292 e no trabalho de Einarson (2006), embora antiga, já previa requisitos para que um PM seja adequadamente instalado e forneça as informações necessárias para a devida investigação de uma área contaminada. Em resumo, elas são as seguintes:

- A primeira ação é conhecer e compreender o meio físico. Deve-se identificar, delimitar e caracterizar as UHs da área de interesse. Para isso, uma das metodologias com melhor relação custo/benefício é a Amostragem de Solo de Perfil Completo (ASPC), conforme apresentado e discutido por Riyis et al. (2019);

- Para a caracterização das UHs relevantes, realizar um ensaio de granulometria;

- Para a determinação da condutividade hidráulica nas UHs relevantes, deve-se realizar um ensaio de infiltração (Azevedo e Albuquerque Filho, 2013; Nascimento, 2020). Ressalta-se que esta recomendação é dos autores, e não consta na norma NBR 15.495-1;

- A seguir, deve-se elaborar o projeto de instalação do PM de acordo com a UH que se pretende monitorar. Por meio dele, deve-se definir: o método de perfuração, a profundidade do poço, comprimento da seção filtrante, abertura das ranhuras do tubo-filtro (relacionada com a granulometria da UH), granulometria e posição do pré-filtro (também dependente da granulometria da UH), condutividade hidráulica esperada, posição do selo e da completação do espaço anelar, método do desenvolvimento;

- Somente após a elaboração desse projeto, deve-se mobilizar equipe, equipamentos e material para realizar a perfuração correta e instalação do poço de monitoramento;

Conclui-se este documento destacando que os poços de monitoramento são instrumentos muito importantes para a obtenção de dados em uma área contaminada, porém, os dados obtidos a partir deles devem ser representativos. Para que isso ocorra, eles devem ser instalados corretamente, de acordo com o que preconiza a norma NBR 15.495-1 e, fundamentalmente, devem estar relacionados a uma única UH. Caso contrário, os dados obtidos não serão representativos, não permitirão tomada de decisão adequada, e não atenderão a DD-038 da CETESB.

Referências

AMERICAN SOCIETY FOR TESTING AND MATERIALS – ASTM (2016). *ASTM D 5292 – Standard Practice for Design and Installation of Groundwater Monitoring Wells*.

ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS – ABNT (2009). NBR 15.495-1:2007 Versão Corrigida 2:2009. Poços de monitoramento de águas subterrâneas em aquíferos granulosos – Parte 1: Projeto e construção. 25 p.

AZEVEDO, A. A.; ALBUQUERQUE FILHO, J. L. (2013). *Ensaio de permeabilidade em solo: Orientações para sua execução no campo*. ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE GEOLOGIA DE ENGENHARIA – ABGE. São Paulo, 80 p.

CETESB – Companhia Ambiental do Estado de São Paulo (2017). *Decisão de Diretoria nº 038/2017/C de 07 de fevereiro de 2017*. São Paulo.

EINARSON, M.D. (2006). *Multi-Level Ground Water Monitoring*. In: NIELSEN, D. M. (ed) *Practical Handbook of Environmental Site Characterization and Ground-Water Monitoring*, CRC Press, Boca Raton. pp. 807-848.

NASCIMENTO, L. F. Ensaio de Infiltrações em sondagens (2020). Trabalho de Conclusão de Curso do curso de Pós-Graduação em Gerenciamento de Áreas Contaminadas. Centro Universitário SENAC. 67 p.

RIYIS, M. T. (2019). *Contribuição para investigação de áreas contaminadas com abordagem de alta resolução*. Tese de Doutorado. UNESP, Faculdade de Engenharia de Bauru. Disponível em: <<http://hdl.handle.net/11449/191563>>

RIYIS, Marcos Tanaka; ARAKAKI, Edson; GIACHETI, Heraldo Luiz (2019). *A importância da amostragem de solo de perfil completo (ASPC) para a investigação de alta resolução em áreas contaminadas*. Revista Águas Subterrâneas, v. 33, n. 4. doi: <https://doi.org/10.14295/ras.v33i4.29735>



Excel Spreadsheet to Determine Hydraulic Conductivity from Low Flow Sampling Field Data

Paulo Negrao^{1*}

¹Clean Environment Brasil, Brasil

*Corresponding author: p.negrao@clean.com.br

Keywords: Hydraulic conductivity, Hydraulic test.

Abstract

Robbins et al (2009) presented a method to determine hydraulic conductivity based on pumping data from low flow sampling in monitoring wells. The method is based on the application of the steady state pumping rate that is applied during the use of low flow sampling in groundwater monitoring events and the drawdown observed in the well.

In their paper, Robbins et al (2009) present three analytical solutions based on the flow model of the aquifer intercepted by a monitoring well: (a) a Half Ellipsoidal flow model, (b) a Full Ellipsoidal flow model and (c), a Radial Flow model.

According to the authors, K values derived from the analytical equations are statistically comparable to those determined by slug/bail tests. In addition, project managers can also save money by using previous pumping data obtained from low flow sampling events to determine K in a much greater number of wells when compared to the use of slug/bail tests, which are not applied to all wells in a groundwater monitoring network.

A fully automated Excel spreadsheet based on the solutions presented by Robbins et al (2009) was developed by the presenter of this paper to use low flow sampling field data to determine the hydraulic conductivity in monitoring wells. The Excel spreadsheet allows for the use of all three flow models and provide a simple and effective way to derive K from groundwater sampling data where low flow sampling was used. The spreadsheet allows for the application of these solutions in a fast and easy manner.

References

- Robbins, G., Alejandra T. Aragon-Jose, Andres Romero (2009) Determining Hydraulic Conductivity Using Pumping Data from Low-Flow Sampling, *Ground Water Monitoring and Remediation*, Vol. 47 pp. 271 – 276.
- Robbins, G., Alejandra T. Aragon-Jose (2011) Low-Flow Hydraulic Conductivity Tests at Wells that Cross the Water Table, *Ground Water Monitoring and Remediation*, Vol. 49 pp. 426 – 413.



Considerações Sobre a Amostragem de Solo de Perfil Completo como Ferramenta de Investigação de Áreas Contaminadas

Marcos Tanaka Riyis^{1*}, Edson Arakaki² & Heraldo Luiz Giacheti³

¹ ECD Ambiental; Centro Universitário SENAC, São Paulo, Brasil

² Centro Universitário SENAC, São Paulo, Brasil

³ Faculdade de Engenharia de Bauru, UNESP, Bauru-SP, Brasil

*Autor correspondente: marcos.tanaka.r@gmail.com

Palavras-Chave: Áreas Contaminadas, Investigação Geoambiental, Amostragem de Solo.

Resumo

A maneira tradicional de investigação de áreas contaminadas no Brasil se baseia na instalação de poços de monitoramento não afogados com 3 m de seção filtrante e amostragem de solo somente na zona não saturada, realizada na mesma sondagem e com o mesmo equipamento utilizado para fazer a perfuração para a instalação do poço (normalmente trado manual ou helicoidal mecanizado).

Uma síntese do resultado dessa abordagem pode ser vista no estudo de Riyis (2019). Nesse estudo, observa-se que a seção filtrante do PM está posicionada em cinco unidades hidroestratigráficas diferentes (aterro, argila orgânica, argila plástica, silte arenoso e areia fina a média), portanto, nenhuma informação obtida por meio desse poço pode ser associada com nenhuma das unidades hidroestratigráficas atravessadas por ele, pois os dados nele coletados (potencial hidráulico, condutividade hidráulica, concentrações de substâncias químicas) são “médias ponderadas” de todas as unidades, logo, não permitem nenhuma tomada de decisão. Além disso, na eventualidade de haver contaminação em alguma das unidades hidroestratigráficas, o poço de monitoramento, após a sua instalação, será um provável caminho preferencial dessa contaminação ao interligar as unidades.

Outros fatores relevantes podem ser observados. A amostragem de solo com a finalidade de entender a distribuição das substâncias químicas de interesse (SQIs), costuma ser feita até o limite da zona não saturada, ignorando a eventual massa de SQIs que esteja imobilizada no solo saturado. É preciso, portanto, mudar a abordagem de investigação de áreas contaminadas e romper com os costumes vigentes no mercado. Porém, ao mesmo tempo que a nova abordagem não pode prescindir da amostragem de solo, ela aumenta o grau de exigência para essa atividade. Como ponto de partida, pode-se adotar a norma ASTM D6282 (ASTM, 2014) para a execução da amostragem de solo para fins de investigação de áreas contaminadas.

A elevação da importância da amostragem de solo se dá principalmente pelas exigências contidas na DD-038 de se conhecer muito bem o meio físico em todas as etapas do GAC. Mais especificamente, as exigências são: identificar e delimitar todas as unidades hidroestratigráficas; delimitar tridimensionalmente todas as plumas de todas as Substâncias Químicas de Interesse (SQIs) em todos os meios (incluindo o solo) em todas as unidades hidroestratigráficas; quantificar a massa em todos os meios (incluindo o solo) em todas as unidades hidroestratigráficas; tendo-se como recomendação investigar em alta resolução áreas com complexidades relacionadas ao meio físico e à distribuição da contaminação. Todas essas são umbilicalmente dependentes de uma adequada amostragem de solo.

Trado Manual ou Helicoidal não são ferramentas adequadas para a coleta de amostras representativas de solo. Os trados helicoidais causam a “mistura” de material amostrado, tornando impossível a identificação da profundidade de onde vem aquela amostra. O trado manual, se for utilizado sem revestimento, causará algum desmoronamento da parede do furo e/ou um “arraste” de material na reentrada da composição no furo de sondagem, fazendo com que a amostra que vier no trado não seja representativa daquela profundidade. Ou seja, provavelmente haverá uma mistura de solo das profundidades superiores com as inferiores.

Há uma variação muito grande do meio físico em alguns centímetros, e as concentrações das SQIs podem variar algumas ordens de grandeza em menos de 6 metros de perfil (RIYIS, 2019). As ferramentas de amostragem de solo devem ser representativas nessa escala de detalhe, ou seja, o trado manual ou helicoidal mecanizado, embora úteis para executar perfurações, não são ferramentas adequadas para realizar amostragem de solo em áreas contaminadas, nem para a descrição tátil-visual, nem para a avaliação de SQIs.

Sendo assim, como regra geral, a técnica mais indicada para amostragem de solo de perfil completo (ASPC) em investigações de áreas contaminadas é a cravação contínua (*Direct Push*), que basicamente consiste em uma amostragem por percussão (cravação) (GIACHETI et al., 2015).

Porém, há várias modalidades dentro da técnica *Direct Push*. A mais conhecida no Brasil, e largamente utilizada há mais tempo é o uso do amostrador de tubo único de furo aberto, denominada *Single Tube*. A norma internacional ASTM D6282 (ASTM, 2014) recomenda explicitamente que a modalidade *Single Tube* aberto, seja utilizada somente até o comprimento do amostrador. As principais diferenças entre as três modalidades *Direct Push* foram descritas e comentadas por Poole et al. (2005), Elis (2014), Riyis et al. (2015), Giacheti, et al. (2015).

Assim, as modalidades permitem a coleta de amostras representativas de solo, inclusive na zona saturada são três (GIACHETI et al., 2015; RIYIS et al., 2019):

a. Dual Tube, que consiste na cravação de uma composição externa, que funciona como revestimento, junto com uma composição interna, que coleta as amostras. Na retirada das amostras, o furo fica revestido pelas hastes externas, impedindo a “contaminação” das amostras seguintes;

b. Piston Sampler, que consiste na cravação de uma composição fechada até a profundidade que se deseja amostrar, “abertura” dessa composição para permitir a entrada das amostras, e cravação da composição apenas na profundidade que se deseja amostrar. Na profundidade seguinte, deve-se repetir todo o processo, o que torna o trabalho bem mais lento do que nas outras modalidades;

c. Single Tube revestido por trados ocios helicoidais. Nessa modalidade, o furo fica revestido lateralmente pelos trados ocios, minimizando a possibilidade de entrada de material externo na amostra a ser coletada.

A principal vantagem da modalidade *Dual Tube* em relação às demais é que ela permite uma recuperação das amostras de solo, ao mesmo tempo em que o tubo externo reveste a sondagem, impedindo, desta forma, que material de estratos superiores se misturem à amostra de interesse (ASTM, 2014; RIYIS, 2019).

Poole et al. (2005), Riyis et al. (2015) e Vilar et al. (2018) mostraram a diferença de interpretação da interação vertical da massa de diferentes SQIs com o meio físico, especialmente com o solo na zona saturada quando se utiliza uma varredura vertical em alta resolução durante a ASPC. Portanto, essa metodologia é peça-chave na elaboração de uma investigação, pois, ao mesmo tempo que permite a quantificação da maior massa de contaminante presente no local investigado, possibilita a identificação e delimitação das Unidades Hidroestratigráficas. Mas, para fazer uma ASPC adequada, é preciso que se empregue uma técnica que permita a coleta representativa dessas amostras. Desta forma, é necessário que seja utilizada uma das três modalidades de amostragem de solo por *Direct Push: Dual Tube, Piston Sampler* ou *Single Tube* revestido por trados ocios helicoidais. Somente por meio delas pode-se coletar amostras de solo que atenda integralmente às exigências da DD-038 (CETESB, 2017), da ASTM D6282 (ASTM, 2014), das NBR 16.434 (ABNT, 2015) e da NBR 15.495-1 (ABNT, 2017). Destaca-se o fato de que, entre as três que atendem às normas, a que tipicamente mostra maior eficiência é a *Dual Tube*.

Referências

- AMERICAN SOCIETY FOR TESTING AND MATERIALS – ASTM (2014). *ASTM D 6282 – Standard Guide for Direct Push Soil Sampling for Environmental Site Characterizations*.
- CETESB – Companhia Ambiental do Estado de São Paulo (2017). *Decisão de Diretoria nº 038/2017/C de 07 de fevereiro de 2017*. São Paulo.
- GIACHETI, Heraldo Luiz, ELIS, Vagner Roberto, RIYIS, Marcos Tanaka (2015). *Investigação Geoambiental*. In: ZUQUETTE, Lázaro Valentin (org). *Geotecnia Ambiental*. Rio de Janeiro. Elsevier.
- POOLE, Sidney, SCHULTZ, Eric, JELICK, Joe; REINBOLD, Karl, JUSTICE, Matt, HAGEN; Erick (2005). *Use of Direct Push Technologies for Soil and Ground Water Sampling*; Ohio – EPA (Environment Protective Agency).
- RIYIS, Marcos Tanaka; ARAKAKI, Edson; GIACHETI, Heraldo Luiz (2019). *A importância da amostragem de solo de perfil completo (ASPC) para a investigação de alta resolução em áreas contaminadas*. *Revista Águas Subterrâneas*, v. 33, n. 4. doi: <https://doi.org/10.14295/ras.v33i4.29735>
- RIYIS, Marcos Tanaka, DERRITE, Rafael Muraro, RIYIS, Mauro Tanaka (2015). *Estimativa de massa retida de contaminantes utilizando ferramentas de alta resolução (HRSC)*. *Revista Brasileira de Geologia de Engenharia e Ambiental (RBGEA)*. Volume 5, nº 2, 2015. p. 38-49. Disponível em <http://www.abge.org.br/uploads/arquivos/pdf/artigo3201708211410501326.pdf>
- VILAR, Julio, JARDIM, Lucas, RIYIS, Marcos Tanaka, CUNHA, Rodrigo Cesar de Araujo (2018). *Smart Characterization para mapeamento da distribuição de contaminantes em área fonte impactada por solventes clorados*. *Revista InterfacEHS*, Volume 13, número 1. Disponível em <http://www3.sp.senac.br/hotsites/blogs/InterfacEHS/wp-content/uploads/2018/06/02.pdf>



CSIA and Other Lines of Evidence for Multiple Sources Identification on a Large Tetrachloroethylene Plume

Willem M. Takiya^{1*}, Flavio Gutierrez¹, Paulo Lojkasek Lima² & Daniel Diaz³

¹Arcadis, Sao Paulo, Brazil

²Hidroinâmica, Sao Paulo, Brazil

³Arcadis, Madrid, Spain

*Autor correspondente: willem.takiya@arcadis.com

Keywords: Isotope, DNAPL, Source identification, large plumes

Abstract

Background/Objectives.

A former metallurgical company used tetrachloroethene as part of its degreasing parts process. The local unconfined aquifer represented by a sequence of residual soils generated by the chemical weathering of biotite gneiss bedrock. During site characterization, the primary source of contamination was characterized as an old effluent infiltration utility, with the presence of DNAPL. This source was removed, and the surrounding soil was excavated. A large plume of PCE was mapped during the investigation activities carried out over 10 years. Downgradient, a former industrial area with several occupation (automotive, metallurgical, and graphic) exists and has also the detection of dissolved VOCs. According to their conceptual model, the detected impacts were related to the advective-dispersive migration of the plume, originated from the old, removed source upgradient.

Groundwater monitoring carried out in 2020 indicated concentrations of PCE in the shallow monitoring zone of 73.2 mg/L in the known source area and 9.84 mg/L in the downstream industrial area. At the deeper monitoring zone, concentrations are 72 mg/L and 4.59 mg/L respectively. The formation of PCE daughter products in groundwater were incipient, and remediation activities have not been carried out in groundwater in both areas. Soil gas concentration were detected in the known source area (457,000 µg/m³). In the downgradient industrial area, soil gas concentration was higher, (1,991,587 µg/m³), suggesting the existence of a potential source, also beneath it. In order to fingerprint the existence of multiple PCE sources, Compound Specific Isotopic Analysis (CSIA) was applied with other lines of evidence (historical occupation, soil, groundwater and soil gas data) to enhance the local conceptual source zone model.

Approach/Activities.

In the first round (03/2019), groundwater was sampled from 06 monitoring wells in the shallower monitoring zone for VOCs and Redox parameter analysis, in addition to 05 δ¹³C samples (one in the known source area, and other samples distributed along the longitudinal axis of the plume, including the downgradient industrial area). Results of the first round led to the complementation of the CSIA study, expanding the interpretation of δ¹³C to the deeper aquifer zones. In this stage (03/2020) all monitoring wells (135 wells) were sampled for VOC, 20 of them were sampled for REDOX parameters and other 5 were also assessed for δ¹³C

Results/Lessons Learned.

The cross evaluation of the historical groundwater (VOCs and Redox Parameters), soil gas historical data and the CSIA study could demonstrate the existence of multiple PCE sources. The Isotopic composition δ¹³C-PCE in the known source area ranged from -18.6 to -16.7 ‰, with PCE molar fraction of 90-95%. The isotopic composition of the known source was enriched, when compared to the δ¹³C-PCE in the downgradient off-site wells (-24.2 to -20.4 ‰). Downgradient, a decrease of PCE molar fraction, with increase in cis-12-DCE was observed, indicating that the downgradient plume has a theoretical degradation pattern connected with the off-site industrial area. A similar isotope pattern was obtained with both sampling rounds (2019 and 2020), indicating good data correlation.



Influência do Método de Amostragem na Análise de Metais em Área Contaminada por Resíduos Sólidos Urbanos (RSU)

Tuane Alves da Silva Kempfer^{1*}, Renata Ester dos Santos Zapata² & Amanda Gonçalves Kieling³

¹ Universidade do Vale do Rio dos Sinos, São Leopoldo, Brasil

² LZ Ambiental Consultoria e Serviços, Novo Hamburgo, Brasil

³ Universidade do Vale do Rio dos Sinos, São Leopoldo, Brasil

*Autor correspondente: tuane_alves@yahoo.com.br

Palavras-Chave: Áreas Contaminadas, Gerenciamento Ambiental, Amostragem de Solo, Investigação Ambiental.

1. Introdução

O crescimento e o desenvolvimento industrial no Brasil, ao longos dos últimos 70 anos, culminaram no alto consumo de bens manufaturados, gerando conseqüente aumento de Resíduos Sólidos Urbanos (RSU). Esse aumento não foi acompanhado ou precedido de instrumentos regulamentares para o correto gerenciamento destes, uma vez que os primeiros marcos legais começaram a ser sancionados nos anos 80. Em decorrência disto, os RSU foram dispostos inadequadamente no ambiente, tanto por municípios, quanto por setores industriais. Por sua vez, a gestão inadequada teve por conseqüência a contaminação dos compartimentos subterrâneos junto às áreas de disposição, além dos demais riscos associados, decorrentes desta disposição. De acordo com o Ministério do Meio Ambiente (2012) o Gerenciamento de Áreas Contaminadas por RSU possui o propósito de atenuar os riscos à saúde e ao ambiente, neste sentido, a identificação e o mapeamento precisam resultar em dados consistentes a uma tomada de decisão em relação as melhores tratativas a serem dadas a uma área impactada por RSU. Logo, novos métodos, ou aperfeiçoamento daqueles já existentes, são estratégias importantes na busca por resultados mais eficientes na condução de uma investigação ambiental. Durante a caracterização de uma área contaminada, a análise do solo é um procedimento de extrema importância, mas que comumente envolve baixa efetividade, devido a necessidade de quantidade elevada de pontos de amostragem, gerando custos analíticos altos e resultando na minimização da malha amostral por este último motivo. Um dos métodos mais comumente empregados para a coleta de solos é a amostragem discreta. Conforme *Interstate Technology & Regulatory Council* (ITRC), este método é pouco representativo, uma vez que a coleta envolve a escolha de um único ponto, muitas vezes não representando adequadamente o substrato avaliado. Neste sentido, o ITRC desenvolveu um protocolo de Amostragem Multi Incremental (AMI), com objetivo de fornecer amostras de solo mais representativas e com unidades de decisão bem delineadas, facilitando o gerenciamento ambiental da área, com custos relativamente menores se comparados a Amostragem Discreta (AD).

2. Objetivos

O objetivo deste trabalho é de aferir a aplicabilidade dos métodos de amostragem em uma área contaminada por disposição de RSU a partir da avaliação das técnicas de Amostragem Discreta (AD) e da Amostragem Multi Incremental (AMI), apresentar o tratamento das amostras de solo e dos resultados analíticos obtidos em ambos os métodos de amostragem, além de avaliar a intervenção do método de amostragem nos resultados das análises químicas.

3. Dados e Discussão

O processo para obtenção dos resultados deste trabalho foi realizado em etapas distintas, o qual está demonstrado na Figura 1. A área de estudo está localizada no município de Porto Alegre, capital do estado do Rio Grande do Sul, extremo sul do Brasil. No local foram determinadas duas Unidades de Decisão (UD1 e UD2), cada UD foi dividida em quatro cavas, com distância de 5 m entre cavas e com profundidade média de 4,50 m. Para a Amostragem Discreta (AD) coletou-se uma alíquota de solo em cada uma das cavas, resultando em quatro amostras em cada UD. Enquanto que para a Amostragem de Multi Incrementos (AMI), foram utilizadas as mesmas unidades de decisão descritas anteriormente, entretanto, para o correto emprego do método, foram coletadas nove alíquotas em cada cava, resultado em 36 (trinta e seis) alíquotas em cada UD. Posteriormente, as alíquotas da AMI foram homogêneas, secas, moídas, peneiradas e reamostradas, formando uma única amostra, a qual deveria representar a média das concentrações dentro da UD.

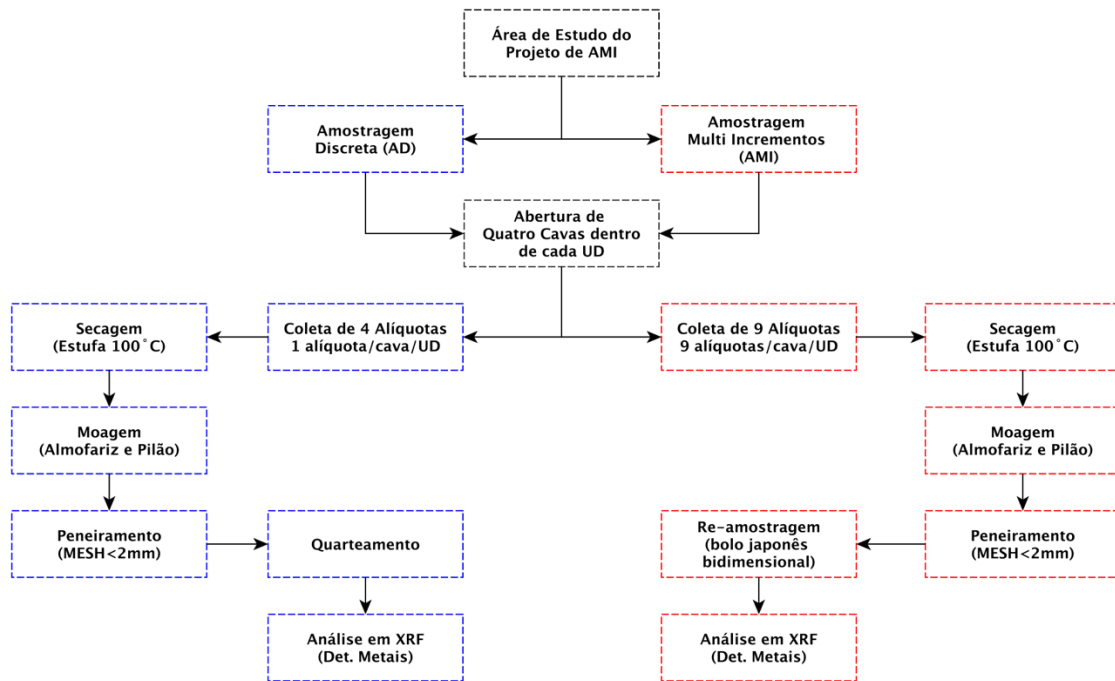


Figura 1: Etapas das metodologias de amostragem de solo em uma UD. Adaptado de Tuane Kempfer et al. (2019).

Após o tratamento das amostras, as mesmas foram submetidas a análise de pH, Condutividade Elétrica (CE) e Fluorescência de Raios-X (FRX), de forma qualitativa e semiquantitativa, a partir de padrões calibrados.

Os resultados para pH nas amostras resultaram na faixa entre 7,19-9,06. Além do resultado analítico, foram calculadas as médias e o desvio padrão de cada Amostra Discreta (AD). Dentro de cada Unidade de Decisão (UD) avaliada, os resultados das Amostras Discretas (AD) resultaram divergentes, quando comparados os métodos de amostragem. Na média da AD1 e AMI1 não foram observadas variações, já na AD2 e AMI2 houve variação significativa. Para o ensaio de CE, todas as amostras restaram concentrações elevadas. Para os resultados da análise elementar qualitativa, executada por FRX, o elemento majoritário (>50%) identificado em todas as amostras foi o silício (Si). Elementos em menor quantidade (5% <x> 50%) foram o ferro (Fe), o alumínio (Al), além dos traços (<5%), tais como, cobre (Cu), zinco (Zn) e manganês (Mn), os quais são encontrados frequentemente em solos impactados por RSUs. Para a análise de FRX semiquantitativa, os resultados com as maiores concentrações encontradas foram silício (Si), ferro (Fe) e alumínio (Al), estes também identificados na análise de FRX qualitativa. Os elementos cálcio (Ca), zinco (Zn) e cobre (Cu), quando comparados entre as duas metodologias (AD e AMI), obtiveram resultados muito aproximados em ambas as Unidades de Decisão (UD1 e UD2). Os elementos que apresentaram maior variação, quando comparadas as duas metodologias, foram o níquel (Ni) e o cromo (Cr). Neste sentido, foi possível concluir que a AMI se demonstrou mais vantajosa para o acerto da média das concentrações da contaminação identificada na área. Na avaliação dos resultados se identificou que a AMI não é capaz de direcionar precisamente os *hotspots*, pois os elementos tendem a estar distribuídos no solo de forma heterogênea, sendo esta uma desvantagem do método. Ressalta-se que alguns resultados se apresentaram discordantes ao se comparar as duas metodologias (AD e AMI). Esta divergência era esperada, pois a Amostragem Discreta (AD) geralmente apresenta grande variação nos resultados, mesmo em pontos de amostragem próximos. Por fim, a partir dos resultados gerados, conclui-se que a AMI se apresenta como uma técnica favorável para o diagnóstico inicial de solos impactados, servindo com um norteador nas etapas preliminares de investigação, pois através dele, se obtêm resultados de maior representatividade e com menor custo analítico.

4. Referências

- BRASIL. MINISTÉRIO DO MEIO AMBIENTE. Áreas contaminadas. 2012. Acedido em: <<http://www.mma.gov.br/cidades-sustentaveis/residuos-perigosos/areas-contaminadas>>. Acesso em: 10 ago. 2018.
- ITRC (Interstate Technology & Regulatory Council). 2012. Incremental Sampling Methodology. ISM1 Washington, D.C.: Interstate Technology & Regulatory Council, Incremental Sampling Methodology Team. www.itrcweb.org. [p-].
- Kempfer, T. et al. (2019). Estudo Comparativo de Amostragem Discreta e Amostragem por Multi Incremento em Área Contaminada por Resíduos Sólidos Urbanos. Em: *Simpósio sobre Sistemas Sustentáveis*. Porto Alegre, 03/12/2019. Página 1-6.



Utilização de amostradores passivos VSorber® para a investigação de áreas fonte e de contaminação do solo por BTEX em um antigo posto de gasolina

Rafael Fernando Sato^{1*} & Ariane Rache²

¹ Laboratório Vapor Solutions e Nicole Latin América, São Paulo, Brazil

² Laboratório Vapor Solutions, Porto Alegre, Brazil

*Autor correspondente: rafael.sato@vaporsolutions.com.br

Palavras-Chave: Amostragem passiva, Ar de solo, Vapores, BTEX, Bottle Vacs®, USEPA TO-15

Introdução

Um dos grandes desafios nas investigações de áreas contaminadas é encontrar técnicas de varreduras eficientes para que se possa dar o direcionamento mais exato e preciso dos estudos. Para contaminações por compostos voláteis (VOCs) e alguns semi-voláteis (SVOCs) as investigações varredura através da matriz ar/vapor tem ganhado importância e destaque, pois, com o avanço da tecnologia, tem se mostrado bastante sensíveis e pouco susceptíveis à pontualidade de contaminações pouco dispersas como no solo.

Atualmente existem duas técnicas de avaliação de ar/vapores do solo, por amostragem ativa e passiva. Uma das grandes vantagens da amostragem passiva é que não é necessária a utilização de instrumentos que promovam vácuo e a movimentação de fluxo de ar, levando então a uma coleta com menos perturbação no meio, sendo portanto mais representativa. Além disso, quando se utiliza a amostragem passiva os fatores de variação das concentrações temporais são minimizados, pois este tipo de amostragem pode durar dias ou até semanas e, assim, a amostra será mais representativa do que uma amostra pontual e coletada em tempo limitado, como ocorre nas amostragens ativas, ASTM (2017).

O processo que ocorre durante uma amostragem passiva é a adsorção/fixação dos compostos de interesse na superfície e poros do material sorvente. Sorventes são materiais projetados e normalmente sintetizados para terem características de área superficial, tipo de superfície e poros selecionados de acordo com o que se deseja adsorver/fixar em sua superfície, ASTM (2017).

Este trabalho apresenta a utilização do amostrador passivo VSorber® como ferramenta de varredura para a contaminação da atividade de um antigo posto de gasolina.

Objetivos

Os objetivos principais do trabalho foram utilizar as técnicas de amostradores passivos VSorber® para confirmar a existência de contaminações em áreas fontes já previstas e para encontrar outras possíveis contaminações não indicadas pela avaliação preliminar.

Resultados e Discussão

Em um terreno de aproximadamente 2000m² foram instalados aproximadamente 40 amostradores passivos numa malha de 7x7m. Os amostradores ficaram instalados durante 7 dias. A amostragem passiva de vapores foi selecionada por apresentar algumas vantagens em relação à outras técnicas. Os amostradores passivos quantificam a massa de vapores adsorvidos ao longo de um período normalmente de 7-14 dias e os resultados trazem uma certeza maior sobre a contaminação quando comparado à uma medição ou coleta ativa, pois tem uma redução drástica no impacto das variáveis correlacionadas às concentrações na fase vapor e à temporalidade, como pressão, temperatura, umidade do solo, permeabilidade do solo, etc.

Após a instalação as amostras foram enviadas ao laboratório e analisadas utilizando-se um dessorvedor térmico e uma análise por cromatografia gasosa acoplada à um espectrômetro de massas, USEPA (1999). O método utilizado foi o USEPA TO-17 para a análise de amostradores passivos. Os resultados obtidos nas análises das amostras obtidas foram processados e estão apresentados na forma de um mapa de isomassas de hidrocarbonetos na **figura 1**.

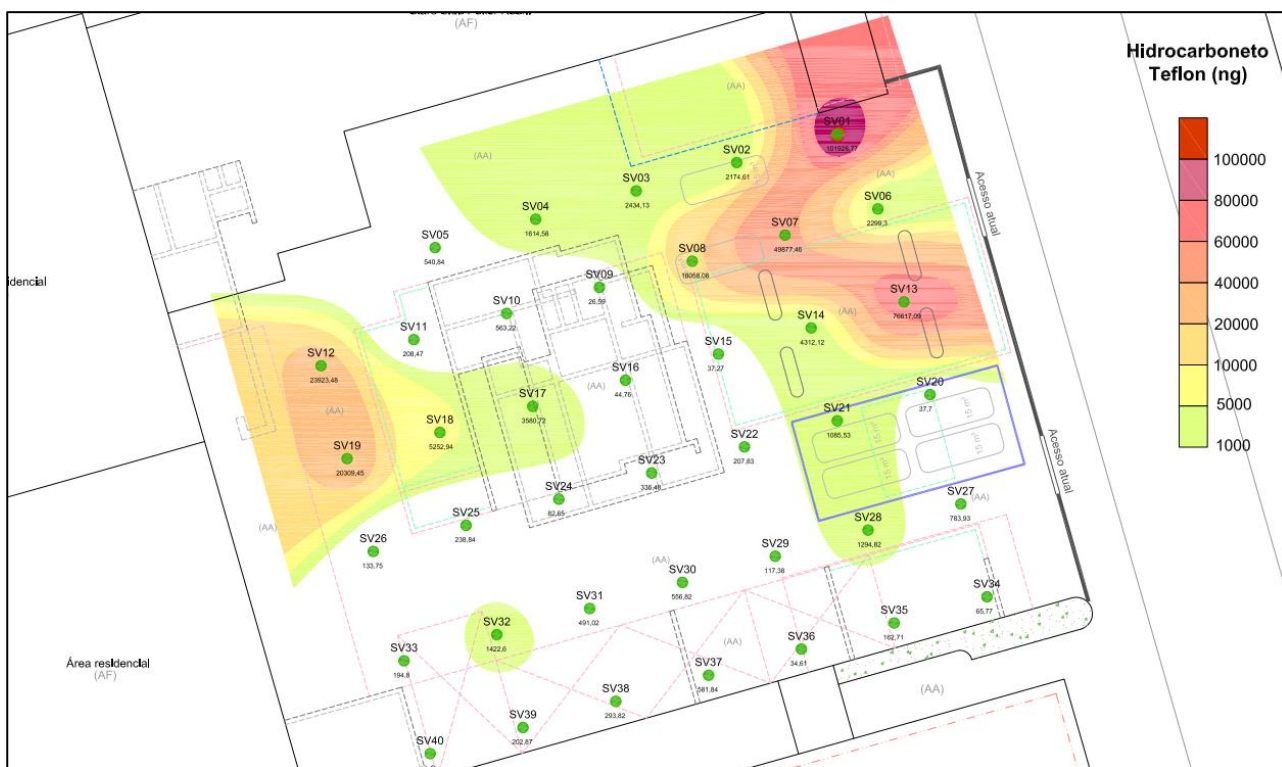


Figura 1 – Mapa de isomassas dos resultados das amostras de vapores coletadas passivamente

Além dos amostradores passivos, como forma de confirmação da existência da contaminação pela avaliação dos vapores foram coletadas amostras pela técnica de amostragem ativa em Bottle Vacs(R) para análise pelo método TO-15. Os resultados da avaliação mostraram três localizações com contaminações consideráveis com massas de hidrocarbonetos acima de 20,000 ng. Duas das áreas já eram previstas por se saber da existência de tanques e de contaminação na água subterrânea, confirmando a avaliação preliminar. A terceira área localizada mais ao fundo da área não estava prevista e foram encontrados dois tanques não registrados nas atividades do local. As análises das Bottle Vacs® pelo USEPA TO-15 confirmaram a existência das contaminações.

Observa-se que a metodologia aplicada teve a capacidade de gerar uma linha de evidência de contaminações que foi confirmada posteriormente por outras avaliações. Desta forma, a metodologia de screening já consolidada nos Estados Unidos da América e recentemente inserida na legislação de São Paulo, mostrou-se eficaz para o objetivo principal do estudo apresentado, que era a identificação das áreas fontes e hotspots.

Agradecimentos

Agradecemos aos profissionais César Garcia, Leandro Nogueira, Erick Camonge e Rodrigo Cunha pela viabilização deste estudo. Também agradecemos à empresa Diatech Ambiental e Laboratório Vapor Solutions pelo suporte nas execuções dos trabalhos de campo e análises laboratoriais.

Referências

- ASTM (2017). *ASTM D7558-17: Passive Soil Gas Sampling in the Vadose Zone for Source Identification, Spatial Variability Assessment Monitoring, and Vapor Intrusion Evaluation*.
- U.S. Environmental Protection Agency (USEPA) (1999). *Determination of Volatile Organic compounds in Ambient Air Using Active Sampling Onto Sorbent Tubes*.

Avaliação de Procedimentos de Ensaio de Flux Chamber para Áreas Contaminadas

Lina Araki^{1*}, Andreia Yoshinari¹ & Rafael Franklin¹

¹ EBP Brasil, São Paulo, Brasil

*Autor correspondente: lina.araki@ebpbrasil.com.br

Palavras-Chave: Flux chamber, intrusão de vapores, investigação.

Resumo

É notória a escassez de procedimentos brasileiros e a baixa quantidade de estudos internacionais sobre ensaios de *flux chamber* para o gerenciamento de áreas contaminadas. Como contribuição para a literatura nessa área, este trabalho apresenta os procedimentos, lições aprendidas e adaptações realizadas nos ensaios de *flux chamber* conduzidos em projetos da EBP BRASIL entre 2017 e 2020.

Para avaliar os potenciais riscos de inalação de compostos orgânicos proveniente da intrusão de vapores, a coleta de múltiplas amostras de ar ambiente é a forma mais direta e recomendada. No entanto, obter dados confiáveis de ar atmosférico é uma tarefa difícil, uma vez que as amostras de ar podem ter contribuições do background. Um método mais efetivo é o Flux Chamber (Hartman, 2003), dado que realiza a medição direta das concentrações de vapores provenientes da subsuperfície, reduzindo as incertezas do meio externo (background).

A fim de avaliar a intrusão de vapores em um site residencial construído sobre um aterro industrial, foram conduzidas várias campanhas de amostragem de ar atmosférico, do contrapiso e do vapor do solo. Entretanto, não foi possível estabelecer uma correlação entre os contaminantes observados no ar atmosférico com os da subsuperfície em função da existência de fontes difusas externas (*background*). Portanto, foram conduzidos 4 campanhas de ensaios de *flux chamber* para avaliar a migração dos contaminantes da subsuperfície, uma vez que esse método minimiza a influência do *background* nos resultados (Araki *et al.*, 2019).

Estes ensaios foram conduzidos por 2 métodos: (i) Estático: a *chamber* foi posicionada sobre o piso, a sua base foi selada com bentonita e as amostras foram coletadas durante o período de incubação (**Figura 1**); (ii) Inertizado: após a instalação e selamento da *chamber* sobre piso, foi injetado hélio e simultaneamente removido o ar aprisionado no interior da *chamber*, minimizando a influência do *background* (**Figura 2**).



Figura 1: Ensaio de *flux chamber* com método Estático.

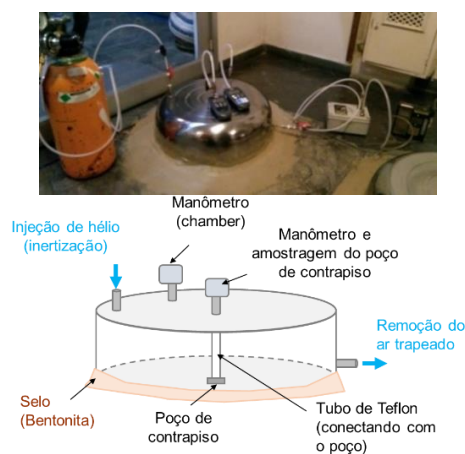


Figura 2: Ensaio de *flux chamber* com método Inertizado.

Durante a execução dos ensaios nesse projeto, foi possível identificar alguns pontos para os quais é necessário atenção: (i) O hélio, utilizado como gás de inertização, causa estratificação dentro da *chamber* e influencia os resultados (**Figura 3**); (ii) Usar bentonita como selo aumenta a umidade no interior da *chamber*, pois é necessário umidificar o selo frequentemente para evitar o craquelamento da bentonita, e essa umidade pode interferir nos resultados analíticos (**Figura 4**); (iii) A remoção de alíquotas de vapores para a amostragem gera pressão relativa negativa dentro da *chamber*,

porém, logo após finalizar a coleta, as pressões estabilizam próximos aos patamares pré-amostragem; (iv) Devido a identificação de compostos distintos no contrapiso e na *chamber*, foram avaliadas fontes que possam ter contribuído nos resultados. Assim, uma amostra do produto de limpeza utilizado no piso foi coletada e analisada. Os resultados desta amostra indicaram que produtos de limpeza remanescentes no piso podem contribuir com concentrações de contaminantes (Figura 5).

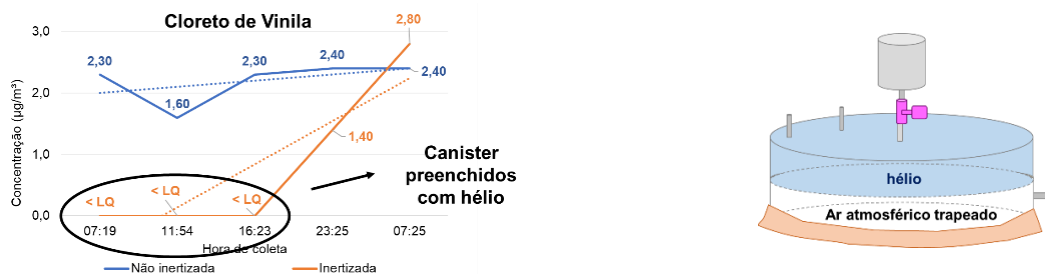


Figura 3: A estratificação dentro da *chamber* causada pelo gás hélio mascara os resultados analíticos, gerando interpretação errônea quanto a existência de intrusão de vapores.

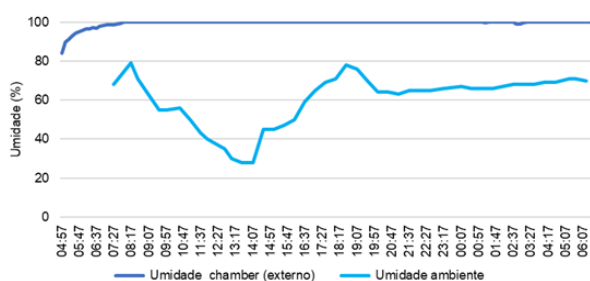


Figura 4: Evidência de que a umidade no interior da *chamber* é superior à do meio, indicando que algum processo do ensaio está interferindo na umidade natural.

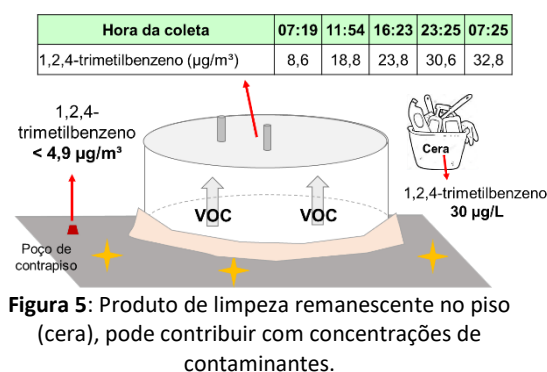


Figura 5: Produto de limpeza remanescente no piso (cera), pode contribuir com concentrações de contaminantes.

Visando minimizar os efeitos negativos observados, foram implementadas adaptações e modificações (Figura 6), tais como: (i) uso de massa de modelar infantil como selo (após a análise química certificar a ausência de VOCs); (ii) uso de nitrogênio como gás de inertização, evitando a estratificação no interior da *chamber*; (iii) uso de *Tedlar Bag* preenchido com nitrogênio durante a amostragem, para compensar a pressão negativa causada pela retirada de alíquota da *chamber*; (iv) limpeza da superfície com detergente neutro antes da instalação da *chamber*. Essas adaptações e melhorias foram aplicadas em um ensaio de flux *chamber* em uma indústria química com resultados positivos.



Figura 6: Ensaio realizado em uma indústria química após as adaptações.

Referências

- Araki, L., Yoshinari, A., Franklin, R. & Cunha, R. (2019). Evaluation of Flux Chamber Test Procedures for management of contaminated areas. Baltimore, EUA. Abril de 2019 Bioremediation Symposium
- HARTMAN, B. (2003). How to collect Reliable Soil-Gas Data for Upward Risk Assessments. Part 2: Surface Flux-Chamber Method. LUSTLine Bulletin 44.



Real Quick Field Insights: Real-Time High-Resolution Vapor Intrusion Monitoring

Willem M. Takiya^{1*}, Leandro Oliveira², Eduardo Patrício dos Santos³, Arthur Pinto⁴ & Daniel Diaz⁵

^{1,2,3,4} Arcadis, Sao Paulo, Brazil

⁵ Arcadis, Madrid, Spain

* Corresponding author: willem.takiya@arcadis.com

Palavras-Chave: Vapor, lot , HighResolution, Dashboard

Abstract

Main Topic: Vapor Intrusion

Background/Objectives

The vapor intrusion assessment is challenging due spatial and temporal variability and is composed of great interactions between the many individual factors that influence the vapor migration from subsurface sources to indoor air. As studies progress, it becomes clear that alternative approaches are needed to guide efforts to properly characterize, monitor, and remediate sites with vapor intrusion.

Vapor intrusion indicators include a collection of quantifiable metrics, which can help monitoring more informative, efficient, and cost-optimized. Studies such as those carried out by Schuver H et. al 2018, demonstrate that certain metrics of indicators and tools, including temperature and pressure differential, can offer benefits for vapor intrusion assessment and monitoring assertiveness. Such indicators can restrict the period necessary to capture the worst case conditions or the period for an immediate remedial/mitigation action, due to a better understanding of the site conceptual model and identification of the potential situations that lead increasing on soil gas concentrations and potentially vapor intrusion.

Arcadis Real Quick Field Insights (RQFI) are Internet of Things based devices designed with sensors to cover VOC, Methane, tracers and surrogates in real time, with high resolution, visually and all time available. RQFI implementation aims to get significant amount of information/data and turn it into useful information for decision making. Thus, by obtaining high resolution data on soil gas together with the main indicators that could influence its variation (temperature, pressure differential, methane and the VOC itself), it is possible to characterize with great precision the possible existence of source areas, optimize the operation of vapor remediation/mitigation systems, with agility, assertiveness and the lowest possible investment.

RQFI were implemented on a chlorinated solvent soil and groundwater impacted area with known VOC concentrations above reference on soil gas during 5 days for a pilot test.

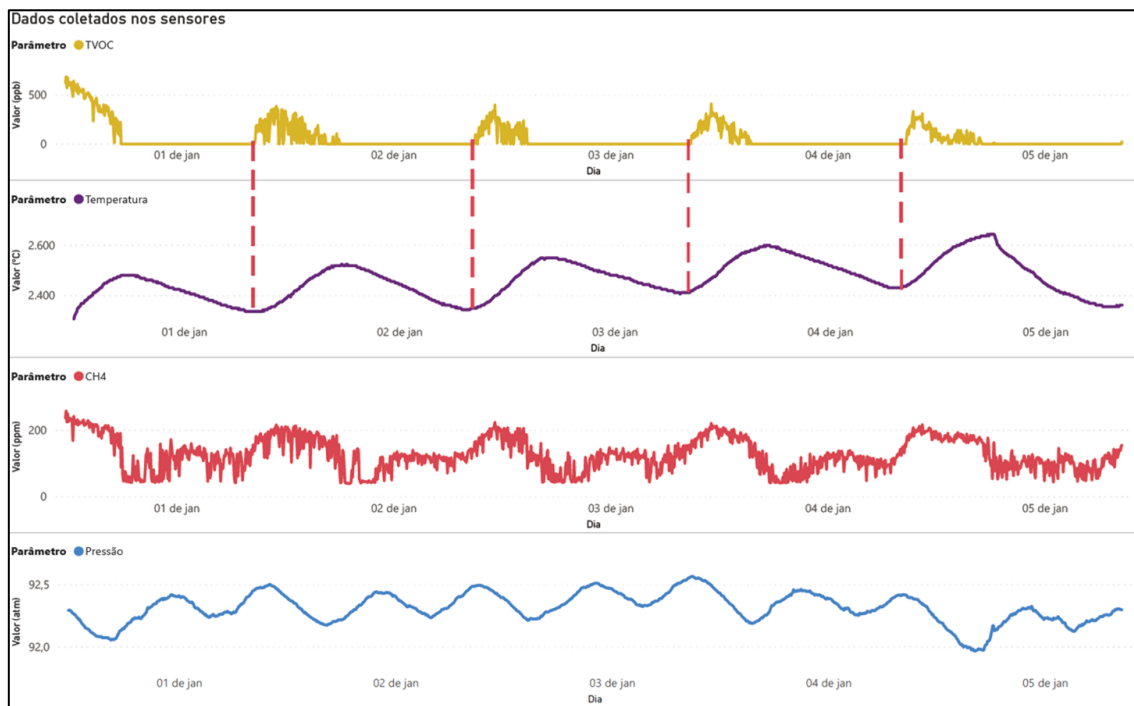
Activities

High resolution measurements were taken (every 1 min) by installing RQFI on sub slab of a former industrial area, the data was transmitted to a central storage in the cloud, generating in real time vapor intrusion data, during a period of 5 days. The amount of data was greater than the 5 years (Biannual sampling) vapor monitoring data already existent.

RQFI were installed at strategic points within the assessed area in small diameter passages with approximately 70 cm². With the aid of a glass saw, or concrete cutting tools, the RQFI were installed just beneath the slab. All communication between sensors and data storage were done via 4g (Sd-card or Wi-fi could be used in other cases depending on the local infrastructure).

The obtained data were sent to the Arcadis database and servers, where they went through data analysis and treatment and were sent back to interested parties through dashboards.

Results: The following dashboard represents a 5-day monitoring in a Chlorinated Solvents impacted area.



As noted in the graphs above, the increase in VOC and methane gases in the area could be related with the decrease in the differential pressure and temperature. This information is valuable for decision making and could lead in cost and time optimization for problem solving. Sustainability and Health and Safety are benefited when using RQFI, once mobilization, field monitoring and sampling decreases when applying this technology.

The results can be accessed in the future through a mobile app/dashboard on the internet in real time and adjusts and actions to stop vapor intrusion can be done promptly.

The large amount of VOC datapoints and indicators processed in real time through graphs and dashboards, allows for greater accuracy in decision making, optimization of field work (decrease in the need for visits), transparency among the various stakeholders and especially the opportunity to obtain insights that can optimize the restoration process of the contaminated area, saving time and resources, as well as maximizing the protection of people and environment.

Bibliography

Schuver, H.J., C. Lutes, J. Kurtz, C. Holton, and R.S. Truesdale. 2018. Chlorinated vapor intrusion indicators, tracers, and surrogates (ITS): Supplemental measurements for minimizing the number of chemical indoor air samples—Part 1: Vapor intrusion driving forces and related environmental factors. *Remediation Journal* 28(3): 7-31.

US EPA. 2015. Simple, Efficient, and Rapid Methods to Determine the Potential for Vapor Intrusion into the Home: Temporal Trends, Vapor Intrusion Forecasting, Sampling Strategies, and Contaminant Migration Routes., EPA/600/R15/070. Office of Research and Development, Washington, DC.



Sistema de Dados Ambientais - Como uma iniciativa de compartilhamento de dados pode auxiliar no estudo do fator de atenuação de intrusão de vapores

Guilherme Panichi Amaro^{1*}, Calvin Lost², Atila Pessoa³, Leandro Freitas⁴, Humberto Hagio⁵, Adriel Simeão⁵ & Danilo Saunite³

¹ EarthSoft, São Paulo, Brasil

² Cetrel, Santo André, Brasil

³ EBP, São Paulo, Brasil

⁴ IPT, São Paulo, Brasil

⁵ Arcadis, São Paulo, Brasil

*Autor correspondente: guilherme.amaro@earthsoft.com

Palavras-Chave: Gestão de Dados, Fator de Atenuação, Intrusão de Vapores, Análise Estatística, Engajamento de Partes Interessadas

Resumo

Em sua fase inicial, o protótipo do projeto apresentou o propósito de difusão da potencialidade e consolidação das ideias entre todas as partes colaboradoras e ao mercado, o estudo e compartilhamento de dados em um banco de dados relacional (EQUIS) com exemplos reais brasileiros associados a intrusão de vapores, com dicionários de dados unificados e população de estrutura funcional, validação de dados e plataformas de visualização permitindo a consolidação dos resultados.

O projeto teve como método base o gerenciamento ativo de dados (EPA, 2018), método que visa a entrega rápida de resultados ambientais, onde os dados são mais importantes que os próprios relatórios e possibilita que mudanças nas condições, bem como a agregação de novas informações, sejam previstas no processo.

Com o intuito de apresentar a potencialidade do sistema, a avaliação da intrusão de vapores foi definida como estudo de caso piloto, onde o estudo conduzido pela EPA para determinação do fator de atenuação foi reproduzido utilizando uma base de dados representativa das condições brasileiras. Para compreender de forma mais acurada o comportamento do fenômeno de atenuação entre os contaminantes em subsuperfície e suas respectivas concentrações no ar ambiente, foram avaliadas aproximadamente 70.000 linhas de resultados analíticos provenientes de amostras de ar do solo e de ar ambiente. Através da análise estatística exploratória dessa massa de dados, foi possível identificar padrões e testar hipóteses sobre a variabilidade da atenuação para diferentes compostos e para diferentes locais, sugerindo que a utilização de um único fator de atenuação pré-definido não é capaz de representar a realidade do fenômeno.

Agradecimentos

Rodrigo César de Araujo Cunha, Gabriel Nunes Silva, Victor Vanin Sewaybricker, Rodrigo Martins da Silva, Claudia Zveibel Toporovski Rebelo, Alexandre Muselli Barbosa, Henrique Moreira Santana, Gabriela dos Santos Luchetti Vieira, Maria Cristina, Machado Domingues, Douglas Bellomo Cavalcante, Felipe Augusto de Souza Kleine, José Luiz Albuquerque Filho, Erika Von Zuben, André Reboças

Referências

DAMA-DMBOK (2017). Data Management Body of Knowledge (2nd Edition) by DAMA International. Technics Publications; Edição: Second (4 de julho de 2017).

USEPA (1998). Technical Protocol for Evaluating Natural Attenuation of Chlorinated Solvents in Ground Water. Washington DC.

USEPA (2012). EPA's Vapor Intrusion Database: Evaluation and Characterization of Attenuation Factors for Chlorinated Volatile Organic Compounds and Residential Buildings.

USEPA (2018). Best Practices for Data Management - Technical Guide. Disponível em:
<https://semspub.epa.gov/work/HQ/100001798.pdf>>. Acesso em: 09/Set/2019.

USEPA. Electronic data Deliverable (EDD) Comprehensive Specification Manual 4.0. Disponível em:
https://www.epa.gov/sites/production/files/2016-01/documents/r2comprehensivemanual_sept2015.pdf>. Acesso em:
09/Set/2019.

USEPA. Guidance on systematic planning using the data quality objectives process. EPA/240/B-06/001. Disponível em:
https://www.epa.gov/sites/production/files/documents/guidance_systematic_planning_dqo_process.pdf>. Acesso em:
09/Set/2019.



Environmental impacts of lithium mining operations on soil and groundwater

Daniela Dias^{1, 2*}, André Sanches³, Carlos Costa^{1, 4} & Paulo Sá Caetano^{1, 3}

¹ Associação Técnica para o Estudo da Contaminação de Solo e Água Subterrânea (AECSAS), Lisboa, Portugal

² VIC Properties, Lisboa, Portugal

³ GeoBioTec - Pólo FCT NOVA, Monte Caparica, Portugal

⁴ eGiamb - Consultoria Geoambiental, Lda., Caparica, Portugal

*Autor correspondente: d.dias@vic-properties.com

Keywords: Lithium mining, Soil, Groundwater, Environmental impacts.

Abstract

Lithium is a versatile metal with an extremely wide range of uses. In recent years the technology, mobility and energy storage industries faced various innovations and transformations increasing the demand for lithium-ion batteries (LIB), which are used in most of our everyday portable electronic devices, from pacemakers to smartphones. The demand for lithium is largely driven by the application of LIB in electric vehicles (EV). Worldwide, the market for lithium carbonate (Li_2CO_3) and lithium hydroxide (LiOH) is emerging (Simões & Amorim, 2020), especially since European drivers such as Germany, France and the UK, announced their intention to cease the production of internal combustion vehicles by 2040. Lithium integrates the EU's list of critical raw materials, in 2020 (European Commission, 2020), but the lithium market is highly influenced by the targets for CO_2 emissions and the growth in EV sales that are lowering LIB prices (Henze, 2020). The price of Li/kWh , which was above \$1,100 in 2010, has continuously decreased, crossing the line of \$100/ kWh for the first time in 2020. According to the World Bank's latest prognosis of the future of mining (Regueiro & Alonso-Jimenez, 2021), by 2050, the European projected annual demand of lithium from energy technologies will increase 488% on 2018 annual production levels.

Lithium occurs mainly in pegmatite and aplite-pegmatite deposits (Moura & Velho, 2012), but is also exploited from saline deposits, such as volcanic brine (Kavanagh et al., 2018; Mohr et al., 2012). It is present in sea water and in the earth's crust where mining is related to minerals such as spodumene, petalite, lepidolite, zinnwaldite and amblygonite-montebrazite (Dill, 2010; Moura & Velho, 2012; Simões & Amorim, 2020). The distribution of lithium deposits around the world, both brine and mineral, should be sufficient to ensure the future demand and supply chains of the EU. However, the largest deposits of lithium occur in countries with a lack of mining infrastructures and technologies, thus, the supply of cheap lithium in the future may not be guaranteed. On the other hand, only around 1% of lithium is currently recycled, mainly because, as it is relatively abundant, there is no incentive to recover it from waste streams (Kavanagh et al., 2018). Although Europe consumes 25% of the world's lithium, it only produces about 2%, which means European battery producers do need to start working on a secure, ethic and low-carbon footprint source of lithium.

Portugal's strong presence in the renewable energy market, namely solar and wind, shows that investment in lithium energy storage sectors is essential to reach markets like mobility and industrial batteries (Indústria e Ambiente, 2021). Data from 2017 places Portugal as the seventh largest producer of lithium in the world and with the largest known reserves in Europe (Sterba et al., 2019). There are 9 regions with potential for lithium mining in Portugal, located in the central-north zone, namely Serra de Arga, Barroso-Alvão, Seixoso-Vieiros, Almendra, Barca de Alva-Escalhão, Massueime, Guarda, Argemela and Segura, reporting over 1600 kt LCE, Li_2CO_3 equivalent, of resource (Simões & Amorim, 2020). In order to be competitive in the energy market it is necessary to review several factors (Simões & Amorim, 2020): (i) geological knowledge, namely number of occurrences and ore grades; (ii) legislation, exploration and exploitation costs in national territory; (iii) competitiveness in ore processing and innovation in metallurgical technologies; (iv) options and costs associated with the value chain, especially in transport to the final user. Portugal and Spain intend to create an industrial and innovation chain of processes and products to enhance the lithium of both countries, following green mining principles (Ministério do planeamento, 2021).

The current Portuguese legislation requires Environmental Impact Assessment of the exploitation phase of a mine, however it is not required for the exploration phase (Simões & Amorim, 2020). This, together with environmental impacts, has motivated several civic and political protests against exploration and exploitation projects, revealing the need for transparency and quantification of the identified impacts. Communication in the mining sector is therefore increasingly important, mainly because these projects have a social and development impact on the rural areas where

they act. One of the main problems in countries like Portugal, is that mining projects frequently border areas of protected natural heritage.

Impacts on the environment

Open-pit mining leads to excavations whose size and geometry result from the delimitation of the mineral deposit and the intended use of geological resources, considering several conditions (defence zones, restrictions on spatial planning, etc.). The excavation resulting from an exploitation of a mineral deposit will significantly change the original topography and mischaracterize the landscape, inducing a negative effect commonly called visual impact, providing a sharp contrast between the exploited area and the non-intervened surroundings. The visual impact will also be related to the piling of soil from the stripping of the cover and sterile materials resulting from mining.

Impacts on soil - By removing the cover layers of a mining area, the main consequence is the change land use, which is essentially forestry and agricultural. The removal of the soil and the destruction of the vegetation cover are actions that very likely cause significant negative impacts. The impacts on the soil can also be generated by contamination resulting from the circulation and maintenance of motorized equipment and vehicles used in the extractive process, namely those related to fuel and oil spilled during the circulation, when it is immobilized, and with the deposition of industrial waste (tyres, spare parts, unused wear parts, batteries, etc.) and with the conditioning of used oils.

Impacts on water - The impacts on water resources are mainly related to changes in surface and subsurface hydrology due to the interposition of the excavation depressions, namely: (i) changes in the surface drainage network: the excavation will interrupt the normal water flow; the location of vegetable land deposits in the surroundings may lead to obstruction of the water lines by eventual hydraulic entrainment of the deposited material; (ii) interference in subsurface and deep hydraulic nets: excavation can significantly influence subsurface hydraulic flow lines; (iii) degradation of water quality: fuels and oils spilled during the circulation of the equipment and during its immobilization and deposition of industrial waste; increase of solid particles in suspension in the run-off water generated by the intense activity inside the exploitation area and related to the earth-moving machinery, the extraction of ore, the dumping in earth deposits and the movements of heavy machinery on earth paths.

Mitigating measures

Impacts on the environment can be minimized if mitigating measures are implemented during mining, namely: (i) prevention of waste production and hiring companies specialized in waste management (used tyres, batteries, used lubricating oils, etc.); (ii) top soils from surface stripping to be reused in mine rehabilitation should be stored in the intended location and under appropriate conditions in order to prevent weathering and erosion; (iii) post-deactivation of the mine should make it possible to return the affected area to its previous use (forest and agricultural).

Acknowledgements

A. Sanches acknowledges grant SFRH/BD/117613/2016, Fundação para a Ciência e Tecnologia (FCT), Portugal.

References

- Dill, H. G. (2010). The “chessboard” classification scheme of mineral deposits: Mineralogy and geology from aluminum to zirconium. *Earth-Science Reviews*. <https://doi.org/10.1016/j.earscirev.2009.10.011>
- European Commission. (n.d.). COMMITTEE AND THE COMMITTEE OF THE REGIONS Critical Raw Materials Resilience: Charting a Path towards greater Security and Sustainability 1. Retrieved from <http://info.worldbank.org/governance/wgi/>.
- Henze, V. (2020). Battery Pack Prices Cited Below \$100/kWh for the First Time in 2020, While Market Average Sits at \$137/kWh | BloombergNEF. Retrieved March 17, 2021, from <https://about.bnef.com/>
- Indústria e Ambiente. (2021). Portugal quer projeto com Espanha para lítio e baterias de automóveis. Retrieved March 16, 2021, from <https://www.industriaeambiente.pt/>
- Kavanagh, L., Keohane, J., Garcia Cabellos, G., Lloyd, A., & Cleary, J. (2018). Global Lithium Sources—Industrial Use and Future in the Electric Vehicle Industry: A Review. *Resources*, 7(3), 57. <https://doi.org/10.3390/resources7030057>
- Ministério do planeamento. (2021). PRR: Síntese atualizada - versão de trabalho 2.0. Lisboa.
- Mohr, S. H., Mudd, G. M., & Giurco, D. (2012). Lithium Resources and Production: Critical Assessment and Global Projections. *Minerals*, 2(1), 65–84. <https://doi.org/10.3390/min2010065>
- Moura, A., & Velho, J. L. (2012). Recursos geológicos de Portugal. Palimage.
- Regueiro, M., & Alonso-Jimenez, A. (2021). Minerals in the future of Europe. *Mineral Economics*.
- Simões, S., & Amorim, F. (2020). Competitividade do Lítio Português. Retrieved from https://www.lneg.pt/wp-content/uploads/2021/01/PB_Li_competitividade_PT_v6.pdf
- Sterba, J., Krzemień, A., Fidalgo Valverde, G., Diego Álvarez, I., & Castañón Fernández, C. (2020). Energy-sustainable industrialized growth in the Czech Republic: The Cínovec lithium mining project. *Resources Policy*, 68, 101707.
- Sterba, J., Krzemień, A., Riesgo Fernández, P., Escanciano García-Miranda, C., & Fidalgo Valverde, G. (2019). Lithium mining: Accelerating the transition to sustainable energy. *Resources Policy*, 62, 416–426. <https://doi.org/10.1016/j.resourpol.2019.05.002>



Comportamento de Metais Potencialmente Tóxicos numa Planície Aluvionar: Proposta para Instalação de uma Barreira Reactiva Permeável

Catarina Pinho^{1,2,3*}, Rita Fonseca^{1,2,3}, Júlio Carneiro^{1,2} & António Araújo^{1,2}

¹ Universidade de Évora, Escola de Ciências e Tecnologias, Évora, Portugal

² Instituto de Ciências da Terra, Polo de Évora, Portugal

³ Laboratório AmbiTerra, Évora, Portugal

*Autor correspondente: c_pinho@uevora.pt

Palavras-Chave: Metais potencialmente tóxicos, remediação ambiental, perigosidade, barreira reactiva permeável.

Introdução

A contaminação de solos por metais potencialmente tóxicos associa-se à deposição de compostos enriquecidos nestes elementos, principalmente em zonas fortemente antropizadas, Pinho (2018). Estes elementos são frequentemente identificados em linhas de água e zonas aluvionares, estando a sua origem maioritariamente relacionada com actividades industriais, rejeitos de minas, resíduos de combustão de carvão ou hidrocarbonetos, entre outros, Pinho (2019), Raymond, et al. (2011). A identificação de técnicas alternativas para a remediação e/ou recuperação de áreas contaminadas, financeiramente acessíveis e com tempos de execução reduzidos, torna-se necessária, actual e de elevada importância, Pinho (2018), U.S.EPA (2008). A área em estudo corresponde a uma planície aluvionar, atravessada por uma linha de água (córrego Consciência), localizada na margem direita do Rio São Francisco no Estado Brasileiro de Minas Gerais. Nesta área foram identificados inúmeros problemas de cariz ambiental relacionados com o elevado teor em metais potencialmente tóxicos, cuja ocorrência é associada à presença e funcionamento de uma unidade industrial produtora de ligas de Zinco.

Objectivo e Metodologia

Tendo em conta as fragilidades de uma área contaminada por metais potencialmente tóxicos, foram recolhidas amostras de sedimentos aluvionares, sendo o principal objectivo a definição de uma metodologia para a sua recuperação ambiental. Esta recuperação irá contribuir para que seja minimizado o alastramento dos contaminantes presentes na bacia do córrego Consciência para o rio São Francisco. O objectivo apenas será atingível mediante a apresentação e aplicação de uma proposta de remediação. Para tal foram realizados ensaios de especiação de metais nas amostras recolhidas, de modo a caracterizar a incidência da contaminação e permitir fundamentar a técnica de remediação mais adequada, tendo em conta as características geoquímicas identificadas.

O procedimento de especiação adoptado consiste no método de Tessier, (1979) modificado. Este método é constituído por cinco etapas de extracção: #1- fracção solúvel ligada a catiões de troca; #2- fracção ligada a óxidos de manganês; #3- fracção ligada a óxidos de ferro amorfos; #4- fracção correspondente aos metais ligados a matéria orgânica e parcialmente a sulfuretos; e #5- fracção ligada a óxidos de ferro cristalinos. Neste estudo foram considerados os seguintes elementos: arsénio (As), cádmio (Cd), cobalto (Co), crómio (Cr), cobre (Cu), ferro (Fe), manganês (Mn), níquel (Ni), chumbo (Pb) e zinco (Zn).

Resultados e Discussão

Na figura 1 a) estão representadas as percentagens médias obtidas em todas as amostras consideradas de acordo com cada uma das fases de extracção sequencial consideradas. Verifica-se que em média o Cd, o Mn, o Pb e o Zn representam maior mobilidade e, portanto, maior perigosidade, estando principalmente associados às fracções #1 e #2. De salientar ainda o caso do As que apresenta valores médios de aproximadamente 40% na fase #1. Associado às fases #3 e 5#, encontram-se o Cr, o Co, o Fe e o Ni, deduzindo-se assim uma maior estabilidade no meio. No que se refere à fase 4# destacam-se apenas o Cr, o Ni e o Pb, podendo as reduzidas percentagens estar relacionadas com a não existência de condições redutoras suficientes que promovam a redução dos sulfatos e a sua transformação em sulfuretos.

Em suma, foram identificados como principais contaminantes, susceptíveis de maior precaução e com elevado grau de perigosidade ambiental, o Cd, o Pb e o Zn, devendo-se este maior risco, às suas elevadas concentrações e à sua fácil solubilização, estando presentes essencialmente em fases menos estáveis e mais facilmente remobilizáveis. Estes resultados poderão estar relacionados com (1) a natureza do minério utilizado na unidade industrial e a sua proveniência, o que permite compreender as elevadas concentrações de Cd e Zn nas fracções mais lábeis; (2) a existência de antigos depósitos de resíduos na área, o que permite identificar o carácter pontual de fases mais solúveis de Cu, Ni e Pb e (3) a geologia e a mineralogia associada às formações geológicas que constituem a área, nomeadamente no que diz respeito à presença do Fe sob a forma de óxido cristalino.

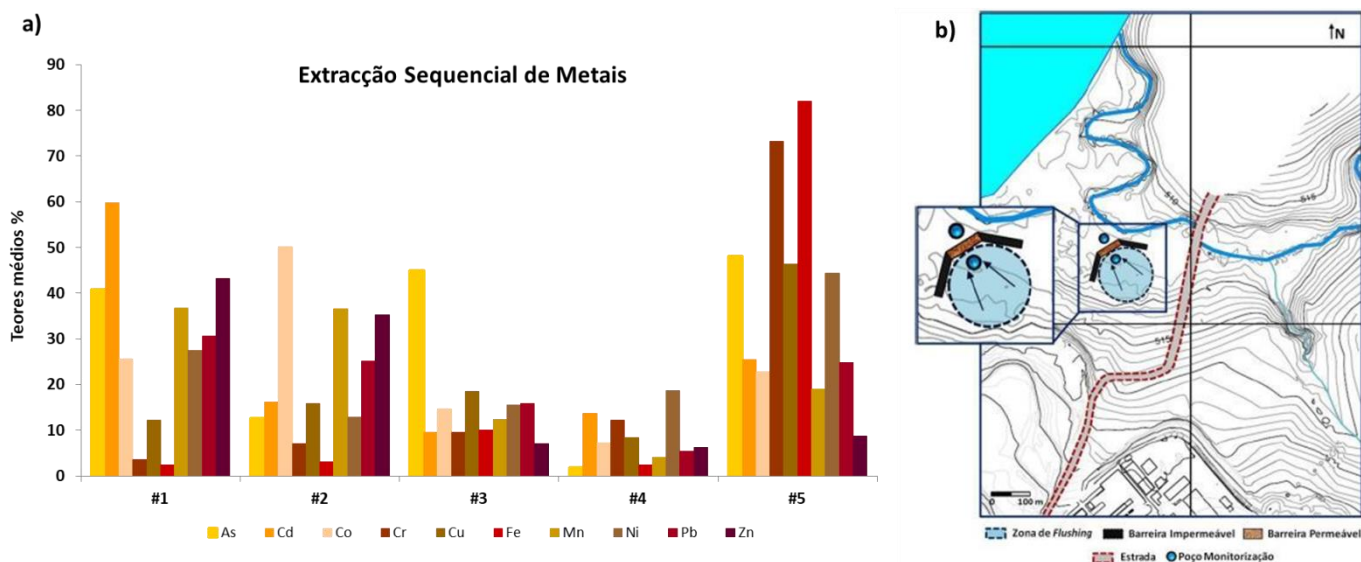


Figura 1 – a) Percentagens médias obtidas em cada fase de extração sequencial. b) Proposta de uma zona piloto teste de uma BRP com diferentes tipos de preenchimento.

Como hipótese de remediação foi sugerida a instalação de uma barreira reactiva permeável (BRP) próxima à zona de descarga para o rio São Francisco (Figura 1 b). Esta solução permitirá a remoção dos elementos contaminantes da água subterrânea, que acarreta os elementos em fases lábeis, à medida que esta a atravessa, minimizando a sua chegada ao rio. Sugere-se a implementação de uma configuração em *funnel and gate*, sendo para tal necessária a construção de barreiras impermeáveis lateralmente à BRP. A aplicação responsável de uma técnica de remediação requer a definição de uma zona piloto e sua utilização como teste, para definir com maior rigor o tipo de preenchimento mais apropriado para remoção dos contaminantes presentes na área, sendo o seu dimensionamento dependente das condições e reacções químicas que ocorrem no interior da barreira. Tendo em conta estes aspectos, foram sugeridos como possíveis materiais reactivos a testar na BRP ferro zero valente, apatite e zeólitos.

Agradecimentos

Investigação suportada pelo ICT, ao abrigo da FCT (Fundação para a Ciência e Tecnologia), através dos projectos UIDB/04683/2020 e UIDP/04683/2020, e pelo projecto: Votorantim Metais S.A., Proposta de estratégia de remediação da área dos córregos Consciência e Barreiro Grande - Fase 2.

Referências

- Pinho, C. (2018). Characterization of the Environmental Risks of Contaminated Materials in the Aluvionar of a Metallurgical Unit in the State of Minas Gerais (Brazil). Universidade de Évora, Évora, Portugal. P.645.
- Pinho, C. (2019). Avaliação do Risco Ambiental de Materiais Contaminados na Planície Aluvionar de uma Unidade Metalúrgica. *Geonovas*, 32, nº1, 43-56.
- Raymond A., Felix E., (2011) HeavyMetals in Contaminated Soils: A Review of Sources, Chemistry, Risks and Best Available Strategies for Remediation. *International Scholarly Research Network*, ISRN Ecology Article ID 402647, 20. Doi:10.5402/2011/402647
- Tessier, A., Campbell, P. G. C., Bisson, M. (1979) Sequential Extraction Procedure for the Speciation of Particulate Trace Metals. *Analytical Chemistry*, 51, n.7, 844-851.
- U.S.EPA (2008) Nanotechnology for Site Remediation Fact Sheet. *United States Environmental Protection Agency, Solid Waste and Emergency Response*, 17 p.



Metal availability in sediments from catchments with different land use in Northern Portugal: environmental risk assessment

Bernardete Vieira¹, Marta Roboredo² Rita Fonseca³ & Anabela Reis^{2*}

¹ School of Agrarian and Veterinary Sciences, University of Trás-os-Montes e Alto Douro, Vila Real, Portugal

² School of Life and Environmental Sciences, University of Trás-os-Montes e Alto Douro, Vila Real, Portugal

³ Department of Geosciences, School of Sciences and Technology, University of Évora, Évora, Portugal

*Corresponding author: anarreis@utad.pt

Keywords: sediments, metals, catchment, risk assessment.

Abstract

The heterogeneity of geomorphology and climate in the northern region of Portugal give rise to different land management practices. In the Atlantic zone, with higher relative population density and subject to a high rainfall regime, forestry, dairy and wine productions dominate, while in the mountainous Northeast, wine, olive and dry fruit productions are compliant with a hot dry season. Those practices lead to differences in the factors contributing to pollution and related environmental pressures.

In this context, this study aimed to investigate: (a) the pattern of spatial and temporal distribution of metal contents in fluvial sediments; (b) the potential availability of metals; and (c) to assess the ecological risk associated. Two catchments (ca. 300 km²) located in this region were considered: (1) in the western zone, the River Vizela catchment with a strong industrial component in the textile sector, while maintaining a centralized agricultural component in milk production, and a crop system subject to animal manure application; (2) in the eastern zone, the River Vilarica catchment with a strong agricultural component focused on the production of vegetables, vine and fruit trees, with increase intensification due to the strengthening of the Irrigation System.

Composite samples of riverbed sediment (0-2cm: oxic layer) were collected at the end of the dry season (DS), and at the end of the rainy season (RS). The fraction <63µm was separated by wet sieving and studied for As, Cd, Co, Cr, Cu, Ni, Pb, Zn and V. Total contents were determined after *aqua regia* digestion. To assess potential mobility and possible origins (natural and or anthropogenic), a sequential chemical extraction approach, modified from Tessier et al. (1979) was used, considering five geochemical fractions. The elements' concentrations were obtained by ICP-OES. The sediment quality guidelines – SQGs (MacDonald et al., 2000), for freshwater ecosystems, and the risk assessment code – RAC (Perin et al., 1985) were calculated to assess the environmental risk associated with total and labile contents of metals.

Taking the data on stream sediment of unpolluted rivers as reference (Salomons & Förstner, 1984), the total contents of As, Cd, Cr, Cu, Pb and Zn are relatively higher (Table 1), in particular As, Cd and Cu in almost all samples. Taking as reference the SQG probable effect level (PEL), the results indicate that almost all elements represent adverse effects in some of the studied samples, posing risk to the aquatic environment.

Table 1 - Mean concentrations ranges (mg kg⁻¹) of metals and As in sediments fraction < 63µm, reference contents in shallow-water sediment and river-suspended sediment, and PEL reference guideline.

			As	Cd	Cr	Cu	Pb	Zn
Shallow water sediment ^a			5	-	60	56	22	92
River suspended sediments ^b			5	1	100	100	150	350
PEL - Probable effect levels ^c			17	3.5	90	197	91.3	315
Vilarica	Sediments	DP	9 - 25	5 - 18	30 - 43	103 - 341	24 - 55	107 - 241
		WP	6 - 12	< d.t.	28 - 43	22 - 218	11 - 42	54 - 103
Vizela	Sediments	DP	0 - 57	13 - 44	17 - 104	267 - 444	44 - 132	141 - 801
		WP	0 - 11	0 - 41	13 - 37	18 - 168	20 - 42	36 - 181

^a Wedepohl, in Salomons and Förstner (1984); ^b Martin and Meybeck, in Salomons and Förstner (1984); ^c Canadian Sediment Quality Guidelines for the Protection of Aquatic Life (2001).

In general, metal contents are relatively higher in Vizela catchment, but all elements show higher contents in the dry period (DP) in both catchments. This sampling campaign was done after the first autumn rain, which suggests that the surface runoff and consequent transport of surface soil particles, with attached metal ions derived from anthropogenic activities, into the drainage system contributes to the increase of the element contents in the sediments. This is enhanced by the settlement of the particles with decreasing stream-flow velocity. Cadmium, Cu, Pb and Zn show general higher contents in sediments from the Rio Vizela. As and Cr reached higher values in sediments from the Ribeira da Vilariça. In general, the highest anomalous values were observed in sediments from the Rio Vizela, which is an indicative of point source pollution.

From the studied metals, Cd, Pb, and Cu presented higher proportions in the most labile fractions (metals bound to: carbonates as exchange cations in the soluble phase; Mn-oxides; and Fe-amorphous compounds), and also Zn in the Vizela river system. Therefore, these metals have higher potential risk of mobility to the water column and represent a potential threat to the aquatic ecosystems. For Cd in particular, this potential risk is confirmed by its contents concentrated mostly in the soluble phase, as an exchange cation, above PEL values in the dry season, in both catchments. This most labile fraction corresponds to the metal contents that are weakly bound to the sediment particles. It is considered the most unstable phase and therefore an indication of the pollution potential of the metals linked with the sediments. This phase is attributed to the more recent, anthropogenic, contamination (Förstner & Wittmann, 1979; Salomons & Förstner, 1984). According to the RAC data, Cd was the most labile metal in the sediment samples and represents a very high ecologic risk, in a significant part of the samples. Copper, Pb e Zn represent medium risk. The other studied metal(oid)s (Cr, Ni, and As in sediments from Vilariça) present high content proportions in the crystalline Al and Fe oxides phase. Hence, these metals are less available to the river water. These elements have a strong natural origin component in their contents, derived from the source rocks outcropping in the drained areas. The relative proportion of Zn in the crystalline Al and Fe oxides phase, as well as in the most labile fraction, expresses the dual contribution from lithological and anthropogenic sources.

The differences in metals distribution all along the studied catchment areas reflect the land use and geological settings. In the Vizela catchment, more densely populated, where the diffuse pollution derived from agriculture with animal manure land application (as a source of nutrients, metals and antibiotics) combines with point source pollution, from industrial units, give rise to relative higher contents with local high anomalous contents of metals. In the Vilariça catchment, less populated and predominant application of fertilizers and plant protection products in agriculture, the metal contents are relatively lower and evenly distributed, with general increase downstream.

The monitoring of fluvial finer fresh bottom sediments gives a good indication of sediment-contaminant dynamics in river systems. Seasonal sampling and the study of potentially bioavailable fractions should be considered in the assessment of anthropogenic input. As well, the geological settings should be considered given that part of elemental contents to evaluate the geogenic contribution. The assessment of environmental risk of metals represents a relevant tool in water resources management.

Acknowledgments

This research was funded by the INTERACT project – “Integrated Research in Environment, Agro-Chain and Technology”, no. NORTE- 01-0145-FEDER-000017, in its line of research entitled BEST, co-financed by the European Regional Development Fund (ERDF) through NORTE 2020 (North Regional Operational Program 2014/2020).

References

- Canadian Council of Ministers of the Environmental (2001). Canadian sediment quality guidelines (SQG) for the protection of aquatic life: Summary tables.
- Förstner, U., Wittmann, G. T. W., 1979. Metal pollution in the aquatic environment. Berlin: Springer. MacDonald, D.D., Ingersoll, C.G., Berger, T.A. (2000). Developed and evaluation of consensus-based sediment quality guidelines for freshwater ecosystems. Arch. Environ. Contam. Toxicol., 39, pp. 20-31.
- Perin, G., Craboledda, L., Cirillo, M., Dotta, L., Zanette, M.L., Orio, A.A. (1985). Heavy metal speciation in the sediments of Northern Adriatic Sea: a new approach for environmental toxicity determination. In: T.D. Lekkas (Ed.), Heavy Metal in the Environment, vol. 2, CEP Consultant, Edinburgh, 1985, pp. 454–456.
- Salomons, W., Förstner, U. (1984). Metals in the hydrocycle. New York: Springer. 349p.
- Tessier, A., Campbell, P.G.C., Bisson, M. (1979). Sequential extraction procedure for the speciation of particulate trace metals. Anal. Chem., 51: 844– 51.



Análise de amostras geológicas em áreas mineiras abandonadas – caso de estudo: mina de Rio de Frades

Bárbara Fonseca^{1*}, Joaquim Góis² & António Guerner Dias¹

¹ Faculdade de Ciências da Universidade do Porto, Porto, Portugal

² Faculdade de Engenharia da Universidade do Porto, Porto, Portugal / CERENA, Polo-FEUP

* Autor correspondente: barbaradafonseca@gmail.com

Palavras-Chave: EPT, passivos ambientais, áreas mineiras abandonadas, solo.

Resumo

A deposição dos resíduos mineiros à superfície, sem contenção, torna-os expostos às condições supergênicas, propiciando a alteração, dispersão e mobilização dos contaminantes para e entre os vários compartimentos ambientais, uma vez que existe interação com os organismos vivos, condições de baixa pressão e temperatura e a existência de um ambiente oxidante. Esta última condição é particularmente relevante no caso da existência de sulfuretos, dado que a sua oxidação propicia a ocorrência de processos de drenagem ácida de mina [1-3]. Neste ambiente oxidante, os metais/metaloídeos (elementos potencialmente tóxicos - EPT) são libertados da estrutura cristalina dos minerais primários para o meio, desencadeando processos biogeoquímicos importantes que definem o seu percurso nestas recém-adquiridas condições, assim como, na comutação destes com as diversas repartições do ecossistema, em particular o solo e a água.

O caso de estudo remete-nos para as envolventes da mina abandonada de Rio de Frades, no concelho de Arouca. Esta mina não foi alvo de nenhum projeto de reabilitação ambiental desde o seu encerramento, pelo que foi de extremo interesse avaliar a magnitude e extensão da contaminação causada, tendo este trabalho o objetivo de avaliar a condição ambiental da área mineira circundante à mina supracitada. A mineralização existente em Rio de Frades é do tipo filoniano de W-Sn. A nível mineralógico, a wolframite é o minério económico mais profuso, podendo haver a ocorrência de cassiterite e alguma scheelite. Os sulfuretos que acompanham estes filões são a arsenopirite, pirite, esfalerite, marcassite, pirrotite, estanita e bismuto nativo.

Ainda que haja a consciência que a paragénese de uma região contaminada é de extrema importância, uma vez que estes minerais influenciam o solo da região, o teor e a presença de EPT no solo não determina, só por si, um efeito nefasto. É imprescindível estarem reunidas um conjunto de condições para que estes elementos provoquem benefícios ou malefícios nos ecossistemas. Uma das condições essenciais é a sua mobilidade, por forma aos EPT poderem ser transportados e incorporados, porém esta conjuntura é condicionada por algumas características do solo, tais como pH, potencial redox, teor de matéria orgânica e minerais de argila [4]. Os parâmetros físico-químicos determinados nas amostras de solos e sedimentos foram o pH [5], a condutividade elétrica (CE) e a matéria orgânica (MO) [6], os quais fornecem informações relevantes e indiretas acerca de potenciais casos de contaminação e de mobilização dos elementos nestes meios. O pH, assinalando a acidez ou alcalinidade, permite inferir sob a forte influência do terreno na mobilização dos EPT. Por outro lado, a CE dá uma indicação acerca da capacidade e quantidade relativa de iões que são mobilizados a partir das frações de troca e das fases facilmente solubilizáveis, dependendo de um conjunto de condições estáticas e dinâmicas, tais como a resistividade do solo, a salinidade, mineralogia, teor em argila e temperatura [7]. A MO, amplamente distribuída pela crosta terrestre, ocorrendo em praticamente todos os ambientes aquáticos e terrestres [8], é um dos mais importantes agentes de sequestração de EPT nos solos e sedimentos. Dos resultados obtidos nas amostras de solos e sedimentos, relativamente ao pH, estas foram classificadas entre o medianamente a extremamente ácidas. Em qualquer dos casos, a elevada acidez das amostras indica, por um lado, o contributo da alteração de sulfuretos das escombrelas que, pela sua oxidação, diminuem o pH dos solos e, por outro lado, a vigência de condições favoráveis à mobilização dos EPT. Relativamente à CE, todas as amostras são consideradas como possuindo valores típicos para esta tipologia de amostras [9], no entanto é contrário ao expectável, dado o baixo pH das amostras, os valores da CE não são elevados, o que pode indicar a lixiviação dos EPT a partir da camada superficial para horizontes inferiores do solo, ou mesmo para as águas subterrâneas. O teor de MO das amostras varia entre baixo a muito alto, sendo a primeira classificação atribuída às amostras de sedimentos, fato que pode estar relacionado com a baixa coluna de água e relativa turbulência da corrente [10]. Em conclusão, os teores de MO são bastante variáveis, mas globalmente altos, o que pode dever-se a um eventual reequilíbrio natural, onde o crescimento de plantas e a deposição dos restos vegetais, associado à não remobilização dos solos, tem contribuído para o restabelecimento da MO nestes solos,

habitualmente com baixos índices. Relativamente aos teores de EPT nas amostras de solos é possível verificar que cerca de 50% das amostras possuem teores superiores aos valores do fundo geoquímico em diversos elementos químicos. Desta apreciação geral, merecem uma atenção particular e mais pormenorizada elementos como As, Cr, P, Mn e W, por serem os elementos que ultrapassam, em várias ordens de magnitude e em todas as amostras de solos, os valores de fundo geoquímico. Uma vez que os diferentes elementos apresentam mobilidades distintas e porque não são apenas os fatores de natureza físico-mecânica e da geomorfologia que determinam as concentrações dos diferentes elementos, foi feita uma distribuição percentual dos elementos que ocorrem em maiores concentrações (As, Cr, P, Mn e W). É de salientar que o As e W são representativos da mineralização (arsenopirite e wolframite, respetivamente), a presença de Mn e P pode estar associada tanto à mineralização como ao contributo das rochas encaixantes, por fim, o Cr não apresenta relação no que respeita à paragénese deste local.

De acordo com estes dados é possível observar que, em termos de distribuição percentual (Figura 1), o As é o elemento dominante nos locais de amostragem, mesmo nas áreas mais afastadas das principais fontes de contaminação, o que reflete a sua relativa mobilidade no ambiente supergénico [11]. Por outro lado, o W, com uma abundância relativa maior nas proximidades das antigas instalações mineiras e das escombrelas aí localizadas, reflete a sua menor mobilidade química e até mecânica, dada a sua elevada densidade. O P e o Mn tendem a apresentar um aumento percentual relativo nas zonas mais afastadas das antigas instalações, o que expressa um maior contributo geogénico. Menos marcada, em termos de atribuição a uma fonte, é a distribuição do Cr que parece mais condicionada pelos aumentos e/ou decréscimos relativos dos elementos anteriormente mencionados.

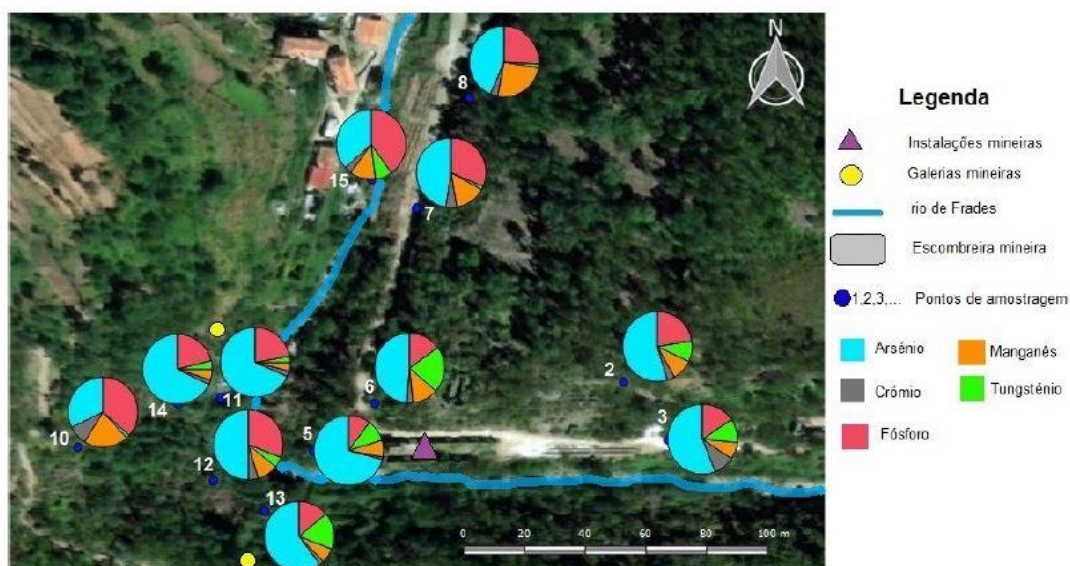


Figura 1 - Distribuição percentual dos teores de As, Cr, Mn, P e W nas amostras de solo do couro mineiro de Rio de Frades.

Referências

1. Nordstrom, D.K.; Alpers, C.N. (1999). *Geochemistry of acid mine waters*. The Environmental Geochemistry of Mineral Deposits, Reviews in Economic Geology. **6A**: p. 133–160.
2. Jambor J.L.; BLOWES, D.W. (1998). *Theory and applications of mineralogy in environmental studies of sulphide-bearing mine wastes*. Modern Approaches to Ore and Environmental Mineralogy. **27**: p. 367–401.
3. Cravotta III, C.A. (2008). *Dissolved metals and associated constituents in abandoned coal-mine discharges, Pennsylvania, USA. Part 2: geochemical controls on constituent concentrations*. Applied Geochemistry. **23**(2): p. 203-226.
4. Ross, S.M. (1994). *Toxic metals in soil-plant systems*. Wiley Chichester.
5. ISO 10390. (1994). *Standard of soil quality – Determination of pH*. International Organization for Standardization.
6. Schumacher, B.A. (2002). *Methods for the determination of total organic carbon (TOC) in soils and sediments*.
7. Johnson, C.K.; Doran, J.W.; Eghball, B.; Eigenberg, R.A.; Weinhold, B.J. (2005). *Status of soil electrical conductivity studies by central state researchers*. Transactions of the ASAE. **48**(3): p. 979-989.
8. Schnitzer, M. (1978). *Humic substances: chemistry and reactions*, in *Developments in soil science*. Elsevier. p. 1-64.
9. Walker, J.W.; Hulse, W.H.; Eckart, D.W. (1973). *Observations of the electrical conductivity of the tropical soils of Western Puerto Rico*. Geological Society of America Bulletin. **84**(5): p. 1743-1752.
10. de Varennes, A. (2003). *Produtividade dos solos e ambiente*.
11. Plant, J.; Smith, D.; Smith, B.; Williams, L. (2001). *Environmental geochemistry at the global scale*. Applied geochemistry. **16**(11-12): p. 1291-1308.



Valores de fundo natural: o arsénio nos solos da região do Porto

Ricardo Manuel^{1*} & Mariana Branco²

¹eGiamb - Consultoria Geoambiental, Lda., Caparica, Portugal

²Faculdade de Ciências e Tecnologia, Universidade NOVA de Lisboa, Caparica, Portugal

*Autor correspondente: ricardo.manuel@egiamb.pt

Palavras-Chave: Arsénio, Geoquímica, Porto, Valores de fundo natural, Valores de referência.

Resumo

Introdução

Tendo sido inicialmente utilizado na prospecção mineira, com as crescentes preocupações com o ambiente, o termo «valor de fundo natural» passou a ser utilizado para quantificar as concentrações de elementos que reflectem processos naturais, sem influência da actividade humana.

A utilização de valores de fundo natural é uma alternativa preferível à aplicação de valores de referência (VR) padronizados que não reflectem as especificidades do ambiente geológico local, situação da qual pode mesmo resultar a insustentabilidade económica de intervenções de descontaminação de solos.

Segundo o *Guia Técnico de Valores de Referência para o Solo* publicado pela APA – Agência Portuguesa do Ambiente (APA, 2019), «o estado inicial ou valores de fundo naturais, se disponíveis, devidamente fundamentados e aceites pela APA» deve ser o primeiro valor a considerar como referência para a qualidade do solo. Contudo, ao contrário de países, que investiram no desenvolvimento e publicação de atlas de concentração de metais e outros potenciais contaminantes nos solos (e.g. Ander *et al.*, 2011), em Portugal, dados semelhantes permanecem dispersos e sem qualquer uniformização ao nível de procedimentos e interpretação. Apesar de se verificarem alguns esforços positivos, estes são, na sua maioria, isolados, permanecendo incipiente a sua divulgação e aplicação no âmbito da avaliação da contaminação dos solos.

Com o aumento da pressão urbanística, sobretudo nas áreas metropolitanas dos grandes centros urbanos, é crescente o número de ocasiões em que é necessário avaliar a eventual existência de uma assinatura natural *mascarada* de excedências aos VR. Neste sentido, o presente estudo propõe analisar e avaliar o valor de fundo natural de arsénio na região do Porto.

Enquadramento geológico

A região do Porto insere-se no limite ocidental da Zona Centro-Ibérica, com predomínio das formações graníticas hercínicas, encaixadas em formações metamórficas, ambas sobrepostas por formações sedimentares, de idade holocénica e/ou pliocénica, compostas por depósitos de praias antigas e terraços fluviais.

Das rochas graníticas, os granitos de duas micas são os mais abundantes; o “Granito do Porto” é a fácies mais comum, apresentando granularidade variável entre média a grosseira e fina a média, normalmente não porfiróide. Outras fácies são o “Granito de Contumil” ou “Granito de Ermesinde, de textura normalmente porfiróide (Alves, 2008) e o “Granito de Arrábida e da Afurada”, predominantemente biotítico e de grão fino (Oliveira *et al.*, 2010).

Os granitos do Porto ocorrem meteorizados em praticamente toda a sua extensão, apresentando perfis de alteração que excedem frequentemente os 20m, podendo alcançar profundidades superiores a 100m (Begonha, 2001). As zonas alteradas do maciço, frequentemente arenizadas e decompostas, são marcadas pela presença de minerais primários (quartzo, feldspato potássico e micas) envolvidos numa matriz argilosa, onde dominam a caulinite e gibsite (Begonha & Braga, 2002).

Enquadramento geoquímico

O arsénio (As) tem como principais origens naturais os processos de alteração física e química dos materiais geológicos, a actividade biológica e as emissões vulcânicas (incluindo hidrotermalismo). Do ponto de vista geoquímico, tende a associar-se a fases minerais ricas em Fe, Al e Mg, tais como óxidos, hidróxidos e alumino-silicatos, sendo a sua mobilização activada em ambientes oxidantes e sulfurosos, e atenuada através de absorção e co-precipitação juntamente com minerais de Fe, minerais argilosos e matéria orgânica (Bowell *et al.*, 2014).

Segundo Ferreira (2000), o As apresenta a correlação positiva mais forte com o Zn, seguido de Pb, P, Al, Cu e Fe, apresentando correlação negativa com o Ca; também se correlaciona positivamente com as micas, caulinite e clorite e negativamente com as plagioclases e anfíbulas.

As principais fontes antropogénicas de acumulação de As são a actividade mineira e resíduos dela resultantes, a queima de combustíveis fósseis, os resíduos de fundição, e os fertilizantes, insecticidas, pesticidas e herbicidas.

Com base em diversos estudos da especialidade (Inácio *et al.*, 1998; Ferreira, 2000; Ferreira *et al.*, 2001; Inácio *et al.*, 2007; Almeida, 2005; Lado *et al.*, 2008; Tarvainen *et al.*, 2013), apesar dos diferentes métodos e escalas de avaliação considerados, é expectável que em Portugal, em particular no sector N do país, os valores de fundo natural de As possam ser elevados e que ocorram naturalmente acima da gama de valores de referência contemplados no guia APA (2019) – 11mg/kg e 18mg/kg.

Dados

Para avaliação da concentração natural de As na região do Porto foram utilizados dados de Rosa (2016), que incluem 267 amostras de solo recolhidas no município do Porto. A esta população amostrada foram adicionados 133 resultados laboratoriais obtidos em estudos de avaliação da contaminação efectuados na área metropolitana do Porto (Lordelo do Ouro, Contumil e Ermesinde), seleccionados de modo a incluir apenas amostras sem excedências aos VR APA (2019) excepto o As, isto é, presumivelmente não contaminadas por outros elementos. Assim, a população considerada neste estudo foi de 400 amostras, 39 das quais correspondentes a maciço rochoso decomposto (*i.e.* terreno natural).

Conclusões

Tomando o Percentil 95 da população considerada, valor normalmente utilizado na definição dos valores de fundo natural (OME, 1997), obtém-se o valor de 42mg/kg. Considerando apenas as amostras colhidas no maciço rochoso decomposto, o P95 sobe para 69 mg/kg, valores que se afastam significativamente do VR para o As estabelecido em APA (2019). Apesar da robustez estatística dos resultados, devidamente fundamentados por uma vasta população amostrada, esta situação, assim como os resultados avançados, não deverão dispensar o desenvolvimento de estudos de pormenor, com a execução de trabalhos de amostragem específicos para o efeito da determinação de valores de fundo natural característicos da região estudada.

Referências

- Almeida, L. (2005). *Atlas Geoquímico dos solos das Bacias Hidrográficas dos rios Douro e Mondego*. Dissertação apresentada à Univ. de Aveiro para obtenção do grau de Mestre em Geoquímica. Universidade de Aveiro, Departamento de Geociências. 117p.
- Ander, E.L., Cave, M.R., Johnson, C.C., Palumbo-Roe, B. (2011). *Normal background concentrations of contaminants in the soils of England: available data and data exploration*. Nottingham, UK, British Geological Survey, 112p.
- APA (2019). Guia Técnico – Valores de Referência para o Solo. Agência Portuguesa do Ambiente. Janeiro. 73p.
- Begonha, A. (2001). Meteorização do granito e deterioração da pedra em monumentos e edifícios da cidade do Porto. FEUP-Edições, Coleção Monografias, 2, Porto, 445 p.
- Begonha, A. & Braga, M.A.S. (2002). *Weathering of the Oporto granite: geotechnical and physical properties*. Catena, 49. pp. 57-76.
- Bowell, R.J., Alpers, C.N., Jamieson, H.E., Nordstrom, D.K., Majzlan, J. (2014). *The Environmental Geochemistry of Arsenic – An Overview*. Reviews in Mineralogy & Geochemistry, Vol. 79 pp. 1-16.
- Ferreira, A. (2000). *Dados Geoquímicos de Base de Sedimentos Fluviais de Amostragem de Baixa Densidade de Portugal Continental: Estudo de Factores de Variação Regional*. Dissertação apresentada à Univ. de Aveiro para obtenção do grau de Doutor em Geociências. Universidade de Aveiro, Departamento de Geociências.
- Ferreira, A., Inácio, M.M., Morgado, P., Batista, M.J., Ferreira, L., Pereira, V., Pinto M.S. (2001). *Low-density geochemical mapping in Portugal*. Applied Geochemistry 16, pp. 1323–1331.
- Inácio, M., Ferreira, A., Ferreira, L., Almeida, L., Pereira, V., Pinto, M. (1998). *Multi-purpose Soil Geochemical Mapping of Portugal: preliminary results*. Vol de Resumos do Congresso de Solos de Montpellier – França, 20-26 de Agosto de 1998, Scientific registration nº 1893, Symposium nº 25, 6 pp.
- Inácio, M., Pereira, V., Pinto, M. (2007). *The Soil Geochemical Atlas of Portugal: Overview and applications*. Journal of Geochemical Exploration 98., pp. 22–33.
- Lado, L., Hengl, T., Reuter, H. (2008). *Heavy metals in European soils: A geostatistical analysis of the FOREGS Geochemical database*. Geodema 148, pp.189-199.
- Oliveira, M.; Noronha, F.; Lima, A. (2010). *Cartografia geológica à escala 1:10.000 da região SW da Folha Geológica 9C – Porto*. Revista Electrónica de Ciências da Terra Vol. 22, Nº 16. VIII Congresso Nacional de Geologia. 4p.
- OME (1997). *Guideline for use at contaminated sites in Ontario*. Ontario Ministry of Environment and Energy. 90p. + Anexos.
- Rosa, A.S.H. (2016). *Contributos dos modelos geomatemáticos no estudo da dispersão espacial de metais pesados em solos urbanos*. Dissertação para obtenção do grau de Mestre em Engenharia de Minas e Geo-ambiente, Dep. Engenharia de Minas, FEUP. 86p. + anexos.
- Tarvainen, T.; Albanese, S.; Birke, M.; POŇAVIČ, M.; REIMAN, C.; ANDERSSON, M.; ARNOLDUSSEN, A.; BARITZ, R.; BATISTA, M.; Belan, A.; Cicchella, D.; Demetriades, A.; De Vivo, B.; Dinelli, E.; De Vos, W.; Đuriš, M.; Dusza-Dobek, A.; Eggen, O.; Eklund, M.; Zomeni, Z. (2013). *Arsenic in agricultural and grazing land soils of Europe*. Applied Geochemistry 28, pp. 2-10.



Modelos Geomatemáticos no Estudo da Dispersão Espacial de Metais Pesados em Solos Urbanos. O caso de estudo da cidade do Porto.

Joaquim Góis^{1,4*}, Ana Rosa¹, Ana Monteiro², Helena Madureira² & José Almeida³

¹Departamento de Engenharia de Minas da Faculdade de Engenharia da Universidade do Porto, Porto, Portugal

²Departamento de Geografia da Faculdade de Letras da Universidade do Porto, Porto, Portugal

³Departamento de Ciências da Terra da Faculdade de Ciências e Tecnologia da Universidade Nova de Lisboa, Caparica, Portugal

⁴CERENA, Centro de Recursos Naturais e Ambiente, FEUP - Polo, Porto, Portugal

*Autor correspondente: jgois@fe.up.pt

Palavras-Chave: Metais pesados, Contaminação, Solos, Estatística Multivariada, Geoestatística.

Resumo

A urbe é hoje um dos elementos fundamentais da organização físico-geográfica, socioeconómica, político-cultural das sociedades. Nas *polies* vivem, atualmente, mais de metade dos habitantes do planeta e a ONU estima que, até 2050, as cidades abriguem mais de 70% população mundial. Durante séculos, os processos de urbanização causaram níveis relativamente baixos de contaminação dos solos, no entanto, a partir da Revolução Industrial, tanto a escala do desenvolvimento urbano quanto o grau de contaminação dos solos aumentaram rapidamente e envolveram um cada vez mais largo espectro de contaminantes. Pelas implicações diretas para a saúde das populações e para o ambiente, os metais pesados destacam-se entre os contaminantes com efeitos nocivos mais perniciosos, tendo sido objeto de estudo em inúmeras publicações nacionais e internacionais, dedicadas exclusivamente à contaminação por metais pesados de solos urbanos.

A investigação que agora se apresenta, teve como principal objetivo o estudo e a avaliação da dispersão espacial de metais pesados nos solos urbanos da cidade do Porto. A área em estudo (aproximadamente 41 km²) corresponde à capital da Área Metropolitana do Porto que se assume, em importância económico-administrativa, como a segunda maior cidade de Portugal.

Uma primeira fase do estudo passou pela aquisição de informação georreferenciada, através da realização de uma ampla campanha de amostragem em 284 locais distintos da cidade (amostragem representativa das diferentes vivências socioeconómicas, geomorfológicas, ocupacionais e ambientais da cidade), nos quais foram analisados, com recurso a um espectrómetro de fluorescência de Raio-X portátil, as concentrações de alguns metais pesados, tabela 1.

Tabela 1. Excerto dos dados recolhidos na campanha de amostragem (284 locais amostrados)

Ponto n.º	Coordenadas		Metais Pesados				
	Latitude	Longitude	Zn (mg/kg)	As (mg/kg)	...	Fe (mg/kg)	Pb (mg/kg)
1	41.17785	-8.59611	71.00	15.00		5843.00	64.00
2	41.17730	-8.59418	96.00	14.00		8901.00	77.00
...			
284	41.15797	-8.62916	912.33	30.00		15756.00	247.67

Numa segunda fase do trabalho de investigação, procedeu-se ao tratamento da informação recolhida o que implicou o recurso a ferramentas geomatemáticas que incluíram o tratamento estatístico uni e multivariado (Análise em Componentes Principais) e a inclusão de modelos geoestatísticos, com o propósito de serem criadas representações gráficas da dispersão espacial dos metais pesados considerados para a cidade do Porto. A abordagem metodológica preconizada (ver figura 1), seguiu não só o espírito de uma Análise Exploratória de Dados (no sentido que lhe atribuiu Benzécri, 1973) mas também uma praxis há muito estabelecida pela Escola de Geoestatística do IST (Garcia-Pereira *et al.*, 2004). É feita uma primeira tentativa de interpretação, correlacionando a atividade antropogénica da cidade com os resultados obtidos. Foi possível identificar, por exemplo, na cidade do Porto uma clara divisão entre as zonas Ocidental e Oriental da cidade, com particular evidência, nesta última, para o velho casco urbano. A zona Oriental da cidade, aquela que apresenta na maioria das situações analisadas os valores mais elevados da concentração de alguns metais pesados, parece ser “vítima” do seu passado de intensa industrialização, da configuração do seu antigo sistema viário e habitacional, das características geomorfológicas do seu tecido urbano e da sua elevada pressão antropogénica. Em oposição, a frente marítima da cidade, por ter minimizados os condicionalismos apontados, revela as menores

concentrações dos elementos estudados. Estas e muitas outras interpretações são suportadas e validadas, não só pela “justeza” dos modelos aplicados, mas também pelo profundo conhecimento e vivência que alguns dos autores deste trabalho possuem do espaço urbano Portuense.

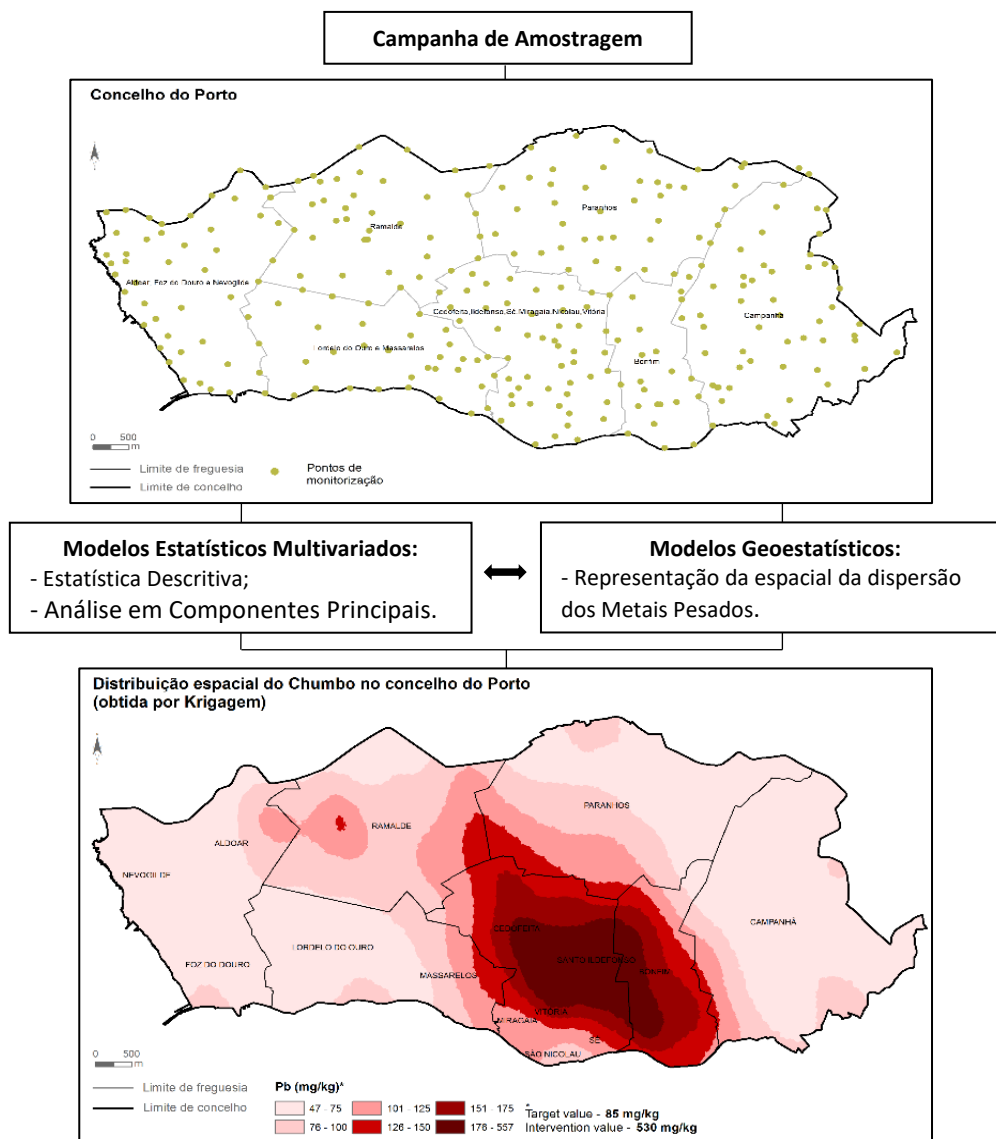


Figura 1 – Esquema metodológico adotado.

Referências

- Benzécri, J.P. (1973). *L'Analyse des Données, Tome 2: L'Analyse des Correspondences*, Dunod, Paris (2a. ed. 1976).
- Cai, QY., Mo, CH., Li, HQ. et al. (2013). Heavy metal contamination of urban soils and dusts in Guangzhou, South China. *Environ Monit Assess* **185**, 1095–1106. <https://doi.org/10.1007/s10661-012-2617-x>
- Pereira, H.G. (2004). Do planeamento mineiro aos geossistemas: a engenharia de minas do ponto de vista da modelização integrada dos georrecurso e sua beneficiação. D. Quixote. *Momentos de Inovação e Engenharia em Portugal no século XX*, p.648-664
- Lee, CS., Li, X., Shi, W., Cheung, SC., Thornton, I. (2006). Metal contamination in urban, suburban, and country park soils of Hong Kong: a study based on GIS and multivariate statistics. *Sci Total Environ*. 2006 Mar 1;356(1-3):45-61. doi: 10.1016/j.scitotenv.2005.03.024. PMID: 15913711.
- Meuser, H. (2012). *Contaminated Urban Soils. Vol.18 Environmental Pollution*, Springer Netherlands, 320 pp.
- Rosa, A. (2016). *Contributos dos Modelos Geomatemáticos no Estudo da Dispersão Espacial de Metais Pesados em Solos Urbanos*. Tese de Mestrado em Engenharia de Minas e Geo-Ambiente. Faculdade de Engenharia da Universidade do Porto. 147 pp.
- Sager, M. (2020). *Urban Soils and Road Dust—Civilization Effects and Metal Pollution—A Review*. *Environments*, 7, 98, 1-65. <https://doi.org/10.3390/environments7110098>
- Wei, B., Yan, L. (2010). A review of heavy metal contaminations in urban soils, urban road dusts and agricultural soils from China. *Microchemical Journal* 94. 99–107



Remediação de solos contaminados por metais pesados – combinação de nanotecnologias e aditivos naturais

Liliana F. Cardoso^{1*}, António Alberto S. Correia¹ & Maria G. Rasteiro²

¹Departamento de Engenharia Civil, Universidade de Coimbra, Portugal

²Departamento de Engenharia Química, Universidade de Coimbra, Portugal

* Autor correspondente: cardosoliliana@live.com.pt

Palavras-Chave: metais, remediação, adsorção

1. Resumo

A contaminação de solos é uma preocupação global e pode constituir uma grande barreira para o desenvolvimento sustentável. Como resultado o ecossistema sofre um desequilíbrio, causando perdas económicas e danos na saúde humana (Mao et al. 2015). O objetivo deste estudo consiste na utilização de uma mistura de dois solos naturais, saibro e argila na proporção em massa 50/50, como barreira reativa/filtro ao solo mole do Baixo Mondego contaminado artificialmente com metais pesados, mais precisamente com zinco e níquel, avaliando através de ensaios de percolação a capacidade de adsorção dos metais pesados.

2. Materiais

Solo Base – solo mole do Baixo Mondego

O solo base usado foi recolhido a uma profundidade de 2,5m na propriedade da Quinta da Foja, perto de Santa Eulália, entre 11 e 12 km na A14/IP3 (Matos 2016). Os valores utilizados para a caracterização foram obtidos por Ortega (2018), Tab. 1.

Tabela 1. Características do solo mole do Baixo Mondego

COMPOSIÇÃO GRANULOMÉTRICA	ARGILA (%)	10
	SILTE (%)	71
	AREIA (%)	19
DENSIDADE DAS PARTÍCULAS SÓLIDAS	G	2,55
TEOR DE ÁGUA NATURAL	w (%)	80,67
TEOR EM MATÉRIA ORGÂNICA	OM (%)	9,3
LIMITES DE CONSISTÊNCIA	w _P (%)	43
	w _L (%)	71
PH		3,47

Como o valor do pH antecipa reduzida capacidade potencial para imobilizar metais pesados, foi necessário fazer uma correção de pH, de forma a obter resultados mais favoráveis (pH final de 5,56).

Contaminação do solo por Níquel e Zinco

Como se pretende estudar a adsorção dos iões Ni²⁺ e Zn²⁺, os quais não se podem obter no estado puro, foram usados sais que contêm esses iões: o nitrato de níquel (II) hexa-hidratado e o sulfato de zinco (II) hepta-hidratado. De forma a saber a quantidade exata dos iões metálicos a utilizar foi realizada uma conversão baseada no peso molecular dos iões e dos sais usados.

O solo mole do Baixo Mondego foi contaminado artificialmente em laboratório, tendo por base os valores máximos de concentração destes metais medidos em Portugal (Inácio et al. 2008).

Solo Barreira reativa/ filtro: Saibro + Argila, proporção em massa 50/50

A mistura dos dois solos naturais foi realizada em laboratório, em partes iguais de saibro e argila, de forma a obter um material com capacidade potencial de imobilizar os metais pesados em estudo. A argila foi fornecida pela empresa *Só argila*, proveniente de áreas de exploração localizadas em Bustos, conselho de Oliveira do Bairro no distrito de Aveiro. Já o saibro foi recolhido na zona de Leiria, num pequeno descampado, sendo este solo usado maioritariamente na construção de caminhos pedonais estabilizados com cimento.

Tabela 2: Características da mistura de solos saibro e argila (proporção em massa 50/50)

Composição Granulométrica	Argila (%)	5,5
	Silte (%)	30
	Areia (%)	64,5
Densidade das partículas sólidas	G	2,68
pH		8,21
Composição Mineralógica	(Ensaio de DRX)	quartzo, feldspato (K), micas (clorite), clorite de ferro (caulinite) e ilite
Limites de Consistência	W _p (%)	17,9
	W _L (%)	20,6
Ensaio Proctor	W _{opt} (%)	16
	γ _d (kN/m ³)	17,20
Classificação do solo	Triângulo de Feret	Areia Siltosa
	ASTM D 2487 – 85	Areia Siltosa

3. Resultados

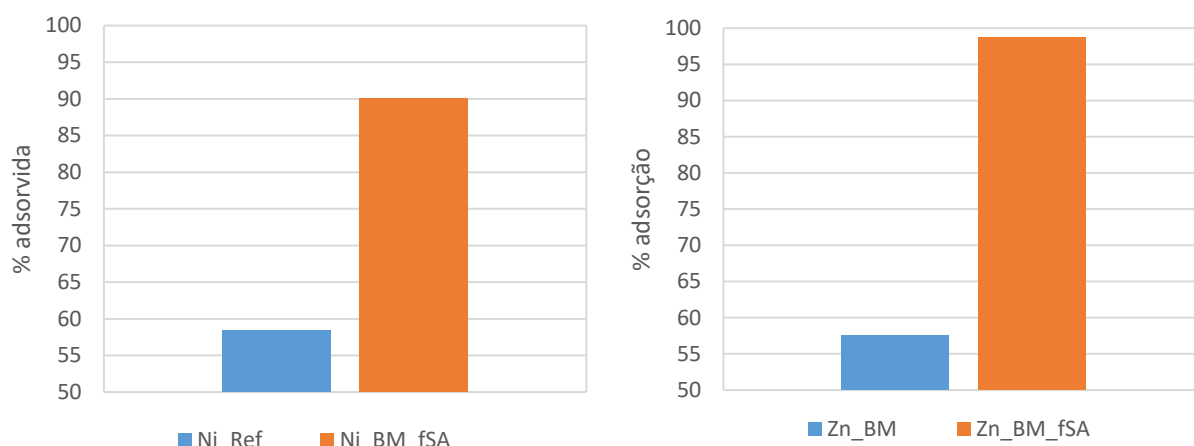


Figura 1: Resultados obtidos nos ensaios de adsorção em solo (solo mole do baixo Mondego contaminado): sem e com barreira reativa/filtro

Como se pode observar na Fig. 1, o solo mole do Baixo Mondego tem uma ligeira maior afinidade pelo metal pesado Ni (II) do que pelo Zn(II), devido à presença de matéria orgânica no solo, a qual tem maior afinidade potencial pelo Ni (II). Ao se introduzir a barreira reativa/filtro, ocorre uma alteração de afinidade, sendo agora maior no caso do Zn (II), devido aos minerais de argila (caulinite e ilite) presentes terem maior afinidade pelo metal Zn (II).

4. Conclusão

Neste estudo foi analisado o efeito da introdução da mistura de dois solos naturais, saibro e argila, como barreira reativa/filtro ao solo mole do Baixo Mondego contaminado com metais pesados. Os resultados obtidos dos ensaios de adsorção em solo mostram que as partículas sólidas constituintes da barreira reativa/filtro possuem elevada capacidade de imobilização dos metais pesados em estudo, sendo que os metais pesados foram adsorvidos quase na totalidade, principalmente no caso do zinco.

Referências

- Inácio, M., Pereira, V. & Pinto, M., 2008. "The Soil Geochemical Atlas of Portugal: Overview and applications." *Journal of Geochemical Exploration*, 98(1-2), pp.22–33.
- Mao, X., Jiang, R., Xiao, W., & Yu, J. (2015). "Use of surfactants for the remediation of contaminated soils: A review". *Journal of Hazardous Materials*, 285, 419–435.
- Matos, M. (2016). "Utilização de nanomateriais na descontaminação de solos". Dissertação de Mestrado da Faculdade de Ciências e Tecnologia da Universidade de Coimbra.
- Ortega, J. A. V., Correira, A. A. S., Oliveira, P. J. V., Lemos, L. J. L., (2018). "Soft soil chemically stabilized – influence of key parameters". PhD student Civil Engineering-University of Coimbra.

Forest fires impact on the presence and levels of Polycyclic Aromatic Hydrocarbons and its behaviour in soils

Patrícia Santos¹, Maria J. Fernandes^{1,2*}, Manuela Carvalho¹, Felipe M. Vázquez,² & Cristina Delerue-Matos¹

¹REQUIMTE/LAQV, Instituto Superior de Engenharia do Porto, Politécnico do Porto, Porto, Portugal;

²IIT/LTA- Instituto de Investigaciones Tecnológicas, Universidad de Santiago de Compostela, Santiago de Compostela, Spain

*Autor correspondente: majes@isep.ipp.pt

Key words: Forest Fires, PAH, Soil, QuEChERS.

Abstract

Polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs) are a group of organic compounds with two or more fused aromatic rings formed mostly during the incomplete burning of coal, oil, gas, wood, garbage, or other organic substances. They have a relatively low solubility in water but are highly lipophilic. Due to its toxicity, carcinogenicity, environmental persistence, tendency to bioaccumulate, diversity of emission sources and levels in several environmental compartments, PAHs contamination is of special concern not only for environmental scientists but also to political decision-makers (Agency for Toxic Substances and Disease Registry (1995); Campos et al. (2019); Faboya et al. (2020); Wilcke (2000)).

Sixteen PAHs have been categorized and regulated by the United States Environmental Protection Agency (USEPA (2014)) as “priority pollutants” (16-EPA). Their concentration levels in the environment should receive major attention (Campos et al. (2019)).

Forest wildfire presents an important risk to life, property, infrastructure, and natural resources in fire-prone areas. They can contribute as an important source of PAHs into the environment, not only in the place where the fire occurred but also in the background areas (Faboya et al. (2020); Smith et al. (2011)).

Levels of seventeen PAHs, including the 16 - EPA priority congeners and Dibenzo(a,l)pyrene (DB(a,l)P), were assessed in topsoil collected in two fire-prone forest areas, and some background areas located in Portugal and Spain. The relationship between the occurrence of fires and the concentration of PAH were studied, as well as the transport of these compounds to surrounding areas.

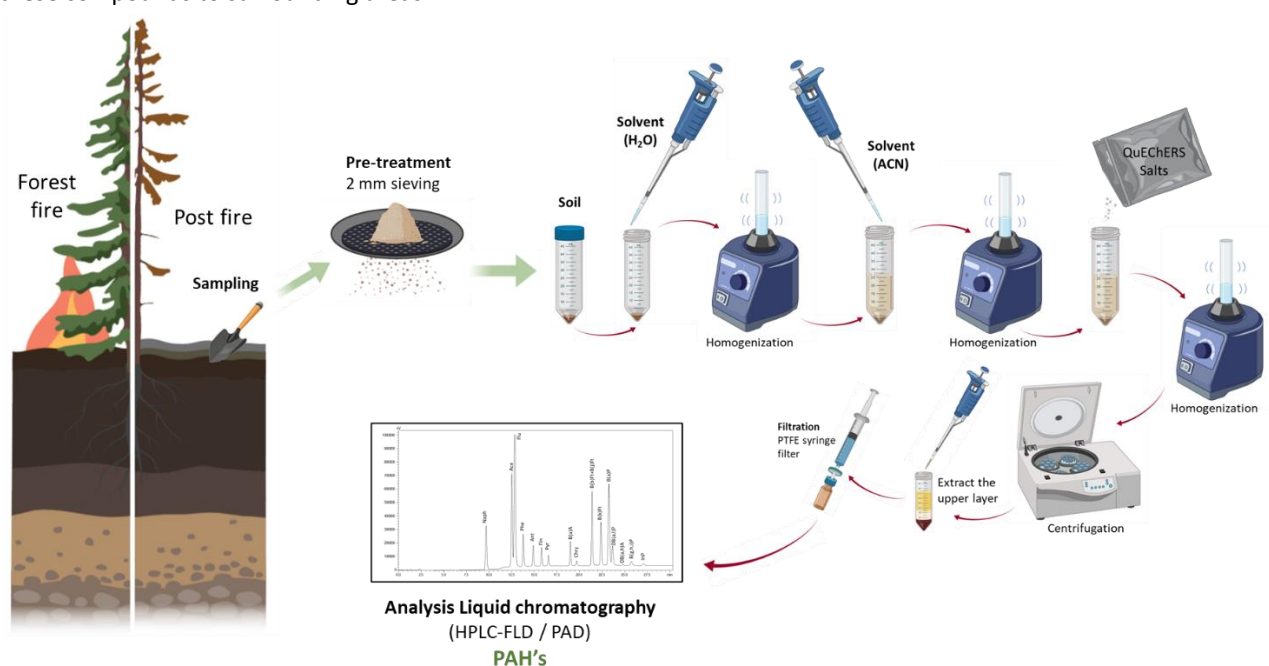


Figure 1 - General scheme of the sampling process, extraction of contaminated target compounds and respective analysis.

Quick, easy, cheap, effective, rugged, and safe (QuEChERS) EN method was performed to the compound extraction (**Figure 1**). PAHs were analysed using a LC system equipped with photodiode array (PAD) and fluorescence (FLD) detectors online. A C18 column was used to the compound's separation, maintained at a room temperature (20 ± 1 °C). Each compound was detected at its optimum excitation/emission wavelength pair. External calibrations with PAHs mixed standards in acetonitrile were performed using at least 6 calibration points (Oliveira et al. (2015)).

Of all the compounds tested, Benzo(k)fluoranthene ((B(k)Ft) and Dibenzo(a,h)anthracene (DB(a,h)A) were the more frequently found in the studied samples, followed by Pyrene (Pyr) and Chrysene (Chry). Acenaphthylene (Acen) was the compound found in the highest concentration. Some relationships between the occurrence of fires and the highest concentrations of PAHs were found, as well as evidence of their displacement to areas of runoff without recently recorded fires.

Acknowledgments

The authors would like to thank to the project 0701_TERRAMATER_1_E – Medidas Inovadoras de Recuperação Preventiva em Áreas de Queimadas, co-financed by the European Regional Development Fund (FEDER) through the Interreg V-A Spain-Portugal program (POCTEC) 2014-2020.

References

- Agency for Toxic Substances and Disease Registry. (1995). Toxicological Profile for Polycyclic Aromatic Hydrocarbons (PAHs). *Atlanta, GA: U.S. Department of Health and Human Services, Public Health Service.*
- Campos, I., Abrantes, N., Pereira, P., Micaelo, A. C., Vale, C., & Keizer, J. J. (2019). Forest fires as potential triggers for production and mobilization of polycyclic aromatic hydrocarbons to the terrestrial ecosystem. *Land Degradation and Development, 30*(18), 2360–2370. <https://doi.org/10.1002/ldr.3427>
- Faboya, O. L., Sojinu, S. O., Oguntuase, B. J., & Sonibare, O. O. (2020). Impact of forest fires on polycyclic aromatic hydrocarbon concentrations and stable carbon isotope compositions in burnt soils from tropical forest, Nigeria. *Scientific African, 8*, e00331. <https://doi.org/10.1016/j.sciaf.2020.e00331>
- Oliveira, M., Slezakova, K., Delerue-Matos, C., Pereira, M. C., & Morais, S. (2015). Polycyclic aromatic hydrocarbons: levels and phase distributions in preschool microenvironment. *Indoor Air, 25*(5), 557–568. <https://doi.org/10.1111/ina.12164>
- Smith, H. G., Sheridan, G. J., Lane, P. N. J., Nyman, P., & Haydon, S. (2011). Wildfire effects on water quality in forest catchments: A review with implications for water supply. *Journal of Hydrology, 396*(1–2), 170–192. <https://doi.org/10.1016/j.jhydrol.2010.10.043>
- U.S. Environmental Protection Agency (USEPA). (2014). Priority Pollutant List. *Code of Federal Regulations: 40 CFR Part 423, Appendix A.*
- Wilcke, W. (2000). Polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs) in soil - A review. *Journal of Plant Nutrition and Soil Science, 163*(3), 229–248. [https://doi.org/10.1002/1522-2624\(200006\)163:3<229::AID-JPLN229>3.0.CO;2-6](https://doi.org/10.1002/1522-2624(200006)163:3<229::AID-JPLN229>3.0.CO;2-6)



Forensic Analytical Approach for Hydrocarbon Fingerprinting in Soil Vapor Samplings: Example of a Residential Neighborhood in Brazil

José Carlos Rocha Gouvêa Júnior^{1,2*}

¹Companhia Siderúrgica Nacional, Rodovia Lúcio Meira, Km 5001, s/n, Volta Redonda, Rio de Janeiro, Brazil

²NICOLE Latin America – Vice President, São Paulo – SP, Brazil.

*Corresponding author: Jose.gouvea@csn.com.br

Keywords: Hydrocarbon Fingerprinting, Soil Vapor, Forensic Analytical Approach.

Summary

Conventional analytical methods determine the concentration of compounds used to estimate the presence of environmental contamination capable of posing risk to human and ecological receptors (Murphy and Morrison, 2007). While these target analytes help regulators and environmental professional identify and manage potentially harmful conditions, these compounds can be generated by many natural and anthropogenic (man-made) sources and conventional methods alone fail to compositionally differentiate subsurface sources of contamination in complex environments (Morrison, 2000; Wang and Fingas, 2003; Gouvêa et al, 2019; Douglas et al, 2007). This case study demonstrates the advantage of using both conventional and forensic testing methods to accurately identify the source(s) of volatile hydrocarbon contamination in soil vapor samples for the development of an accurate conceptual site model in a neighbourhood near industrial facilities in Rio de Janeiro State, Brazil. The goal of this study was to differentiate potential impacts from a local steelmaking plant from fugitive hydrocarbons associated with more generic human activity in urban settings. This case study demonstrated the advantage of constructing chemical fingerprints from conventional volatile organic compound (VOC) method TO 15 and a forensic volatile hydrocarbon method using an enhanced version of method TO 15 (PIANO). The chemical fingerprints of vapor samples collected from subsurface soil gas and sewers were analysed and compared to laboratory reference samples. These data determined that the VOCs detected in neighbourhood soil vapor samples were associated with fugitive petroleum products migrating in the sewer pipelines and not with the steelmaking wastes emplaced near the residential area. This article discusses the forensic data and chemical signatures that support these findings, and the use of environmental forensic techniques to evaluate environmental data associated with complex scenarios, involving multiple contamination sources.

References

- Murphy, B., Morrison, R.D. (2007). Introduction to Environmental Forensics, 2nd Eds., Academic Press: Massachusetts, 747 pp.
- Morrison, R. D. (2000). Critical Review of Environmental Forensics: Part II. Environmental Forensics, 01(04), pp. 175 – 195. <https://doi.org/10.1006/enfo.2000.0018>.
- Wang, Z., Fingas, M. F. (2003). Development of oil hydrocarbon fingerprinting and identification techniques. Marine Pollution Bulletin, 47(9-12), 423-452; [http://dx.doi.org/10.1016/s0025-326x\(03\)00215-7](http://dx.doi.org/10.1016/s0025-326x(03)00215-7).
- Gouvêa Jr, J.C.R., et al. (2019). Environmental Forensic Investigation in the Residential Neighborhood Volta Grande IV, Volta Redonda, RJ, Brazil, Using TPH and PAHs Analyses in Soil Samples. Journal of Environmental Protection, 10 (07), pp. 972-991; <http://dx.doi.org/10.4236/jep.2019.107058>.
- Douglas, G. D., et al. (2007). Chemical fingerprinting methods. In: *Introduction to Environmental Forensics*; Murphy, B., Morrison, R., Eds.; Academic Press: New York, pp. 312-454.



Importância da seleção adequada da ferramenta de alta resolução para investigação de sites complexos. Estudo de caso com o uso de OIP Green (OIP-G)

Marcos Vinícius Corrêa Garcia^{1*}, Ana Carolina Corredori¹ & João Carlos Cerqueira¹

¹ Finkler Ambiental, Vinhedo, São Paulo, Brazil

*Autor correspondente: marcos.garcia@finkler.eng.br

Palavras-Chave: OIP Green; Investigação de Alta Resolução; Óleos Combustíveis.

Resumo

Conhecer as limitações das ferramentas de alta resolução é fundamental para que ocorra um melhor direcionamento dos trabalhos e uma assertividade para a investigação. Conforme informado pela desenvolvedora da ferramenta OIP (Geoprobe, 2020), contaminantes orgânicos comumente encontrados em áreas industriais como alcatrões de carvão, creosoto, *bunker fuel oil* óleo combustível, produzem resultados inconsistentes sob luz ultravioleta, entretanto sob luz de comprimento de onda verde esses contaminantes apresentam boa resposta de fluorescência.

Entendendo essa limitação a Geoprobe desenvolveu uma sonda OIP com o mesmo princípio de funcionamento (captura de fluorescência através de uma câmera acoplada no interior da sonda) entretanto ao invés da utilização de um diodo emissor de luz ultravioleta (UV / 275 nanômetros), foi utilizada um emissor de luz de comprimento de onda verde (525 nanômetros). Essa nova ferramenta foi denominada de OIP Green (OIP-G).

Dentro desse contexto, este trabalho tem por objetivo apresentar as respostas das ferramentas de Alta Resolução OiHPT (Geoprobe. 2019) e OiGHPT, utilizados na investigação de um site com contaminação por óleo Raro (BPF, óleo combustível) dentro de uma Refinaria e as alterações nas ações de investigação da área com base nas respostas da ferramenta mais indicada para o tipo de contaminante.

Para a avaliação entre as respostas das ferramentas, foram confrontados os sinais de fluorescência em 7 sondagens com uso da ferramenta OIP-UV (McCall et al, 2018). e de 7 sondagens com uso da ferramenta OIP-G, realizadas nas mesmas regiões.

Preliminarmente ao se analisar os LOGs do estudo de investigação de Alta Resolução com o uso da ferramenta OIP-UV, verificam-se sinais de fluorescência próximos aos níveis de água, comportamento esse esperado para LNAPLs, outro ponto verificado neste estudo foi a formação de uma pluma na região nordeste dos tanques de armazenamento, o que direciona o modelo conceitual para inferir que esse seria o local da fonte de contaminação.

O estudo com o uso do OIP-G, além das respostas de fluorescência nos locais identificados no estudo anterior, apresentou respostas em outras regiões da área de estudo e em diferentes profundidades. A análise dos sinais de fluorescência juntamente com a avaliação de plantas antigas, inspeção visual no local e propriedades físicas do contaminante, direcionaram a investigação para um novo modelo conceitual, considerando outras fontes como o parque de bombas como prováveis fontes de contaminação situado na região oeste dos tanques.

Essa abordagem mostrou-se mais precisa uma vez que considerou as características dos contaminantes e a limitação da ferramenta, na escolha da metodologia a ser empregada na investigação, resultando na identificação de novas fontes secundárias de contaminação e consequentemente ações de gerenciamento da área contaminada de maneira mais precisa.

Referências

- McCall, Wesley, et al. (2018). "Evaluation and application of the optical image profiler (OIP) a direct push probe for photo-logging UV-induced fluorescence of petroleum hydrocarbons." *Environmental Earth Sciences* 77.10: 1-15.
- Geoprobe (2019). Optical Imaging Profiler (OIP) Standard Operating Procedure. Geoprobe. Salina, Kansas. <https://geoprobe.com/sites/default/files/storage/pdfs/OIP%20SOP%20rev.2.1.pdf>.
- Geoprobe (2021). OIP-Green Successfully Detects Coal Tar Fluorescence. Procedure. Geoprobe. Salina, Kansas. <https://geoprobe.com/articles/oip-green-successfully-detects-coal-tar-fluorescence>.



**Environmental Forensic Investigation in the Residential Neighborhood Volta Grande IV, Volta Redonda, RJ, Brazil,
Using TPH and PAHs Analyses in Soil Samples**

José C. R. Gouvêa Jr.^{1*}

¹ Companhia Siderúrgica Nacional

*Corresponding author: Jose.gouvea@csn.com.br

Keywords: Forensic Investigation, TPH, Soil, PAH.

Summary

This article presents the results of a forensic investigation concerning the origin of hydrocarbons detected in the subsurface soil of the residential neighborhood Volta Grande IV, Volta Redonda, RJ, Brazil. Before the establishment of the residential neighborhood (between 1978 and 1993), a blend of steel slag with by-products of carbon-chemical origin neutralized with calcium carbonate was buried in a portion of the area. Part of this material remained in the site and was covered by clayey soil. The area was leveled, and the houses were then built. Previous studies detected the presence of hydrocarbons in the soil, especially Polycyclic Aromatic Hydrocarbons (PAHs) above the Brazilian regulatory standards of CONAMA 420/2009 (CONAMA, 2009). Concern was raised that these hydrocarbons might be derived from local steel mill wastes. CSN conducted a geoforensic investigation to delineate the location of the waste from the steelworks company, in which integrated forensic hydrocarbons fingerprinting and data interpretation techniques were used to characterize the chemical compositions. There is an increasing trend of employing environmental chemistry techniques to determine the source(s) and fate of the contaminants and, in some cases, to determine their age or each source's share. Environmental forensic techniques and databases were originally developed in the oil industry and were initially applied to environmental work with the Exxon Valdez incident (Emsbo-Mattingly, and Litman, 2016; Morrison, 2000; Morrison et al, 2006; Wang and Fingas, 2003; Douglas, 2007). Since then, the techniques have been refined for identification of both petrogenic and pyrogenic materials. Chemical fingerprinting and diagnostic source ratios helped compare the hydrocarbon patterns of residential soils with regional background, soils with suspected steel mill residues (dark soil), and selected reference samples. The application of geoforensic techniques is recent and rare in Brazil. For this reason, this work also aims to contribute with the development and application of the geoforensic tools in Brazil. Soil samples were analyzed for TPH, TPH *fingerprint* (modified EPA 8015D method), PAHs and biomarkers (modified EPA 8270D method). The forensic investigation determined that the VOCs in the residential soil are associated with gasoline and possibly diesel fuel oil releases into the subsurface soils that are not associated with the steel mill waste. The PAHs in residential subsurface soil generally fell below background concentrations and are likely associated with regional soot. The PAHs in the three samples with concentrations above background (out of a total of thirty-six samples) exhibit compositional features similar to coal byproducts, such as tar and coke, possibly attributable to the steel mill operation. Soil from the eastern portion of the neighborhood contained chemical signatures similar to coal tar; signatures from other samples were comparable to degraded asphalt and urban soot. Residues were limited to approximately 10% of the area, between 1 and 3m of depth.

References

- CONAMA Conselho Nacional do Meio Ambiente (2009) Federal Law that Establishes Criteria and Standards for the Quality of Soils Regarding the Presence of Chemical Substances; Establishes Directives for the Management of Contaminated Sites Originated by Human Activities. Brasil. (in Portuguese).
- Emsbo-Mattingly, S.D. and Litman, E. (2016) Polycyclic Aromatic Hydrocarbon Homolog and Isomer Fingerprinting. In: Stout, S.A. and Wang, Z., Eds., Standard Handbook of Oil Spill Environmental Forensics: Fingerprinting and Source Identification, Elsevier Publishing Co., Boston, MA, 255-312. <https://doi.org/10.1016/B978-0-12-803832-1.00005-2>.
- Morrison, R.D. (2000) Critical Review of Environmental Forensics Techniques: Part II. Environmental Forensics, 1, 175-195. <https://doi.org/10.1006/enfo.2000.0018>.
- Morrison, R.R., Murphy, B.L. and Doherty, R.E. (2006) Environmental Forensics: Contaminant Specific Guide. Elsevier, New York.
- Wang, Z. and Fingas, M.F. (2003) Development of Oil Hydrocarbon Fingerprinting and Identification Techniques. Marine Pollution Bulletin, 47, 423-452. [https://doi.org/10.1016/S0025-326X\(03\)00215-7](https://doi.org/10.1016/S0025-326X(03)00215-7).
- Douglas, G.D. (2007) Chemical Fingerprinting Methods. In: Murphy, B. and Morrison, R., Eds., Introduction to Environmental Forensics, Academic Press, New York, 312-454. <https://doi.org/10.1016/B978-012369522-2/50010-5>.



TCH removes PFAS from soil – but where does it go? Removal and fate of PFAS during thermal soil remediation

Søren Eriksen^{1*}, Niels Ploug¹ & Aaron Schultz²

¹Krøger A/S, Søborg, Denmark

²Veolia Australia & New Zealand, Brisbane, Australia

* Corresponding author: soe@kruger.dk

Keywords: PFAS, Thermal, Desorption, TCH

Abstract

Brief Introduction/ Objectives

PFAS source zones have often been excavated and land filled, but stricter requirements for landfills makes this procedure increasingly difficult.

PFAS compounds have low vapor pressures making them less suited for thermal desorption, however thermal decomposition is feasible¹.

Perfluorinated linear and cyclic aliphatic C4-C8 compounds have been reported to result from thermal degradation of PFAS^{2,3,4}.

Data and Discussion

Thermal remediation of soil containing 195 mg/kg mixed PFAS compounds have been tested in laboratory scale. 200 g samples were heated to 250-500 °C for 8 days. Soil samples as well as condensate and volatiles collected on sorbent tube were analyzed for total organic fluorine, total extractable organic fluorine total fluorine as well as 30 PFAS with and without TOP assay. Volatile PFAS compounds and decomposition products have been analyzed by mass spectrometry.

Heat treatment simulating thermal conductive heating remediation reduces the PFAS concentrations by 99.998 % at treatment temperatures of 350°C or higher. The soil heat treated at 350°C contains traces of PFOS (6-13 µg/kg) whereas all other PFAS compounds are below the detection limit of 5 µg/kg.

The total organic fluorine concentration of the soil is reduced by 100 mg/kg corresponding to the removal of all PFAS compounds thus indicating that the fluorinated material is removed from the soil rather than converted into other fluorine compounds not analyzed for.

The PFAS compounds recovered in condensates and sorbent tubes are short chain PFCAs precursors and account for merely 0.5% of the original PFAS content of the contaminated soil samples. The absence of PFASs and longer chain PFCAs lead to the conclusion that the remaining PFAS has been thermally decomposed.

Mass spectrometry of outgassing vapors has identified precursors of PFBA and PFPA as well as numerous per fluorinated degradation products using the SRI-MS technique.

Applications and Final Restrictions

The conclusion is that PFAS compounds and their precursors are efficiently removed from soil by heating to 350 °C making thermal soil remediation, on site (in pile) or in situ (vadose zone only) applicable. The evaporated thermal decomposition products and short chain PFCA precursors are suitable for adsorption on activated carbon filters.

References

¹Krusic P. J. et al. (2005). *Journal of Fluorine Chemistry* 126, p. 1510–1516

²Conesa J. A., Font R. (2001). *Polymer Engineering & Science*, 41, 12, p. 2137–2147

³Odochian L. (2014). *Thermochimica Acta* 598, 28–35 (DOI: 10.1016/j.tca.2014.10.023)

⁴Singh R. K. et al (2019). *Environ Sci Technol* Mar 5;53(5):2731-2738. doi: 10.1021/acs.est.8b07031



Environmental Impacts Associated with the presence of Pesticides and Pharmaceuticals in Municipal Wastewater

Elena Surra^{1*}, Manuela Correia¹, Sónia Figueiredo¹, Jaime Gabriel Silva², Joana Vieira³, Sandra Jorge³, Marta Pazos⁴, Maria Ángeles Sanromán⁴, Nuno Lapa⁵ & Cristina Delerue-Matos¹

¹ REQUIMTE/LAQV, Instituto Superior de Engenharia do Porto, Instituto Politécnico do Porto, Porto, Portugal

² Departamento de Engenharia Civil, Instituto Superior de Engenharia do Porto, Instituto Politécnico do Porto, Porto, Portugal

³ Águas do Centro Litoral, SA, Grupo Águas de Portugal, ETA da Boavista, Coimbra, Portugal

⁴ CINTECX, Universidade de Vigo, Grupo de Bioingeniería y Procesos Sostenibles, Departamento de Ingeniería Química, Campus Lagoas-Marcosende, Vigo, España

⁵ REQUIMTE/LAQV, Faculdade de Ciências e Tecnologia (FCT), Universidade Nova de Lisboa (UNL), Caparica, Portugal

*Corresponding author: elena.surra@graq.isep.ipp.pt

Keywords: Pesticides; Pharmaceuticals; Wastewater; Life Cycle Analysis; Economic Analysis; Sustainability

Summary

Emerging Organic Compounds (EOCs) such as pesticides and pharmaceuticals have been detected at low concentrations in treated Municipal Wastewaters (MWW) in several countries around the world (Tran et al., 2018). The presence of these EOCs in treated MWW brought a global environmental concern about their potential toxicity both to aquatic ecosystems and human health. The EOCs commonly detected worldwide in treated MWW include different classes of pesticides (fungicides, insecticides, herbicides, etc.) and pharmaceuticals (analgesics, antibiotics, psychiatric drugs, among others). In Portugal, a regional study detected the presence of 14 pharmaceutical compounds (Paíga et al., 2019) and 17 pesticides (Paíga et al., n.d.) in the treated effluent of a Wastewater Treatment Plant (WWTP) taken as a case-study.

This work aims to assess the environmental impacts on human health and freshwater ecosystems associated to the presence of EOCs detected on the effluent of the studied full-scale WWTP (Paíga et al., 2019, n.d.). The Figure 1 shows the WWTP flowsheet. The list and the concentrations of the EOCs detected in the treated MWW studied are reported elsewhere (Paíga et al., 2019, n.d.). The environmental burdens associated with the presence of EOCs in the WWTP effluent were assessed in a Life Cycle Assessment (LCA) perspective, using 1 m³ of raw wastewater (influent) as the functional unit. Dynamic system boundaries were considered. In a first analysis, the system boundaries were placed around the liquid flows (System boundary 1 (SiBo1), Figure 1). In a second analysis, the sludge treatment (solid fraction) and production of electricity from biogas (gas fraction) were included (System boundary 2 (SiBo2), Figure 1).

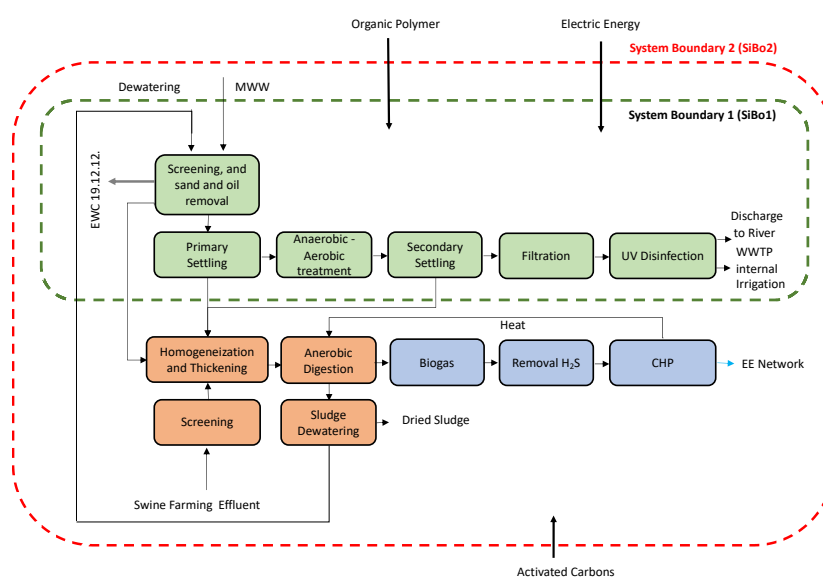


Figure 1- Flowsheet of the WWTP, SiBo1 (green shadow area outlined with dashed green line) and SiBo2 (dashed red line).

This work was developed according to ISO 14040, by using SimaPro 9.0 software package which includes Ecoinvent v.3.5 database, following USEtox method (interim + recommended) v1.04. The missing Characterization Factors (CFs) of

Azithromycin, Ciprofloxacin, Citalopram, Fluoxetine, Ofloxacin, and Venlafaxine were integrated with the CFs reported by Li et al. (2019). The results are interpreted in a “Damage assessment” perspective that evaluates the environmental impacts towards Freshwater Ecotoxicity (FE) (PAF.m⁻³.d⁻¹), Human Carcinogenic Toxicity (HCT) and non-Carcinogenic Toxicity (HnCT) (DALY). Table 1 reports the results obtained.

Table 1. Total impacts in the absence and presence of EOCs considering SiBo1 (third and fourth columns) and considering SiBo2 (fifth column). All values are referred to the functional unit of 1 m³ crude wastewater.

Impact category	Unit	In the absence of EOCs (SiBo 1)	In the presence of EOCs (SiBo 1)	In the presence of EOCs (SiBo 2)
HCT	DALY	1.08E-08	5.40E-08	-3.40E-07
HnCT	DALY	2.09E-08	5.31E-08	-2.63E-07
FE	PAF.m ⁻³ .day ⁻¹	213	254	-2.41E03

Taking into consideration the treatment of the liquid fraction only (SiBo1, Figure 1), the presence of the detected EOCs increased the HCT, HnCT, and FE by 400%, 154% and 19%, respectively. The contribution of the detected EOCs to the overall Human Carcinogenic and non-Carcinogenic toxicity was of 80.1% and 60.6%, respectively. For some pesticides and one pharmaceutical compound (carbamazepine), harmful effects are expected in the environment, since they were characterized by Risk Quotients > 1 for three trophic levels (algae, crustacean namely *Daphnia magna*, and fishes). Applying a cut-off of 0.1% to the impacts associated with the emission in freshwater, the main impacts are associated with pesticides rather than with pharmaceuticals. The substances that most contributed to these impacts are, in descending order of contribution: dieldrin > p,p'-DDD > hexachlorocyclohexane > hexachlorobenzene > p,p'-DDE to HCT; endrin > dieldrin > diclofenac > chlorpyrifos to HnCT (Figure 2a); and cypermethrin > endrin > chlorpyrifos > hexachlorocyclohexane > methoxychlor to FE (Figure 2b).

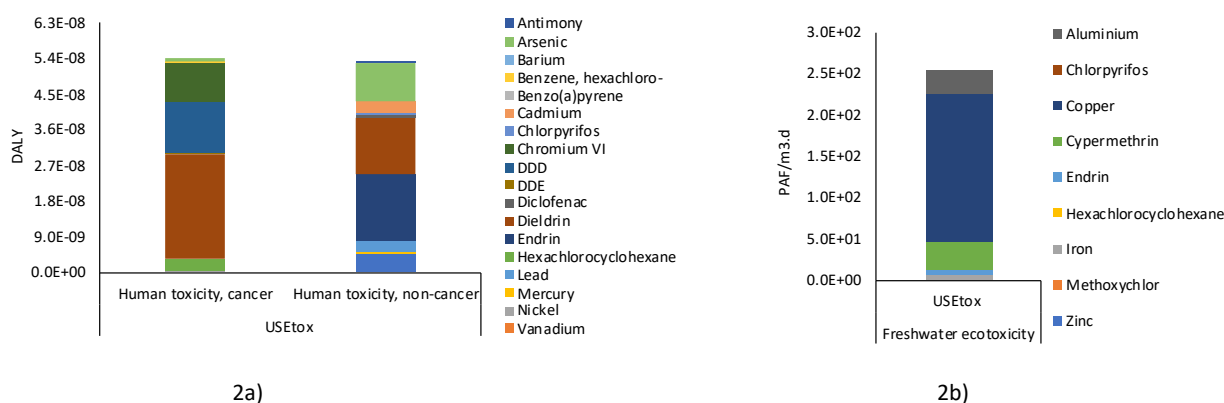


Figure 2: Contribution of the substances to a) HCT and HnCT and to b) FE (Cut-off: 0.1%, water compartment).

When considering the treatment of sludge (solid fraction) for biogas production and cogeneration (production of heat and electricity) (SiBo2, Figure 1), HCT, HnCT, and FE become negative (fifth column, Table 1). These results suggest that the production of renewable electric energy from biogas cogeneration at the WWTP can balance the overall system toxicity in the impact categories of FE, HCT, and HnCT, since avoids the production of an equivalent amount of non-renewable electric energy in the national electricity mix. Although the environmental risk associated to the presence of EOCs in treated MWW remains unchanged, the cogeneration at the WWTP turns the overall system more environmentally sustainable.

Acknowledgments

The authors thank EU and FCT / UEFISCDI /FORMAS for funding REWATER project (WaterJPI/0007/2016).

References

- Li, Y., Zhang, S., Zhang, W., Xiong, W., Ye, Q., Hou, X., Wang, C., Wang, P., 2019. Life cycle assessment of advanced wastewater treatment processes: Involving 126 pharmaceuticals and personal care products in life cycle inventory. *J. Environ. Manage.* 238, 442–450. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2019.01.118>
- Paíga, P., Correia, M., Fernandes, M.J., Silva, A., Carvalho, M., Vieira, J., Jorge, S., Silva, J.G., Freire, C., Delerue-Matos, C., 2019. Assessment of 83 pharmaceuticals in WWTP influent and effluent samples by UHPLC-MS/MS: Hourly variation. *Sci. Total Environ.* 648, 582–600. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2018.08.129>
- Paíga, P., Sousa, S., Vera, J., Bitencourt, L., Vieira, J., Jorge, S., Silva, J.G., Correia, M., Domingues, V.F., Delerue-Matos, C., n.d. Multi-residue analysis of fifty pesticides in river waters and in wastewaters: rural and urban areas assessment. Unpublished.
- Tran, N.H., Reinhard, M., Gin, K.Y.H., 2018. Occurrence and fate of emerging contaminants in municipal wastewater treatment plants from different geographical regions-a review. *Water Res.* 133, 182–207. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2017.12.029>



Emerging contaminants & potential of biodegradation

Martin Slooijer¹, Rogier de Waele¹, Remi Peters¹, John Dijk¹, Sergio Verissimo Filho^{2*} & Mayara Pupo²

¹Greensoil Group, Genk, Belgium

²Greensoil do Brasil, São Paulo, Brasil

*Corresponding author: s.verissimo@greensoilgroup.com

Keywords: 1,4-dioxane, Phthalates, MTBE, DNT.

Abstract

Emerging contaminants and contaminants that are known to be relative recalcitrant with regards to biodegradation pose a challenge towards the application of biological remediation techniques. Often the potential for biodegradation is not yet or fully understood, there is no field data and/or practical experiences and sometimes biological techniques are dismissed due to the “recalcitrant reputation”. However, the potential of biodegradation is often greater than initially estimated. Microorganisms need time to adapt to new or emerging contaminants and the more research is being done, the larger the chance that microorganisms are found that can degrade the contaminants and degradation pathways being elucidated.

For several emerging contaminants and contaminants that are considered relatively recalcitrant like 1,4-dioxane, Phthalates, MTBE, DNT and chloroform; Greensoil has conducted laboratory degradation tests and field scale tests with promising results regarding the feasibility and potential of bioremediation.

For example, 1,4-dioxane is considered to be relative resistant to biodegradation in water and soil (EPA, 2017). Greensoil R&D conducted a degradation test with contaminated soil and groundwater material from the source zone of a site contaminated with 1,4-dioxane. The starting concentration in the water phase was 1,270 mg/l and biological activity was measured by means of oxygen consumption and verified by concentration measurements.

Results from the test demonstrated that high concentrations of dioxane could be completely degraded biologically in the presence of oxygen in 40-67 days. The addition of nutrients (N and P) stimulated the rate of degradation significantly. Additional molecular analyses of key enzymes of the known dioxane degradation pathway confirmed the biological degradation together with the strong correlation with the observed oxygen consumption.

The degradation test demonstrated that stimulated biodegradation can be an effective and fast remediation technique to treat soil and groundwater contaminated with high concentrations of dioxane despite its reputation of being relatively resistant to biodegradation.

References

This abstract is an actual internal project reference.



Monitoring of emerging pollutants in sewage sludge

Diana Rede¹, Pedro Teixeira¹, Marta Oliveira¹, Cristina Delerue-Matos¹ & Virgínia da Cruz Fernandes^{1*}

¹ REQUIMTE/LAQV, Instituto Superior de Engenharia do Porto, Instituto Politécnico do Porto, Rua Dr. António Bernardino de Almeida, 431, 4200-072 Porto, Portugal

*Corresponding author: VirginiaCruz@graq.isep.ipp.pt

Keywords: PAH, Environmental analysis, QuEChERS, Extraction

Abstract

Million tonnes of sewage sludge are produced annually in wastewater treatment plants (WWTP), and are often reused as fertilizer in the form of compost or biosolids (pasteurised sewage sludge) in agriculture (Mahon et al. (2017), Herrero et al. (2014)). As the wastewater collected by the WWTP can be from a variety of sources (households, industry and hospitals), the resulting sludge may present the final sink of pollutants, such as pharmaceuticals, pesticides, heavy metals, polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs) and microplastics, to name a few (Herrero et al. (2014), Rossini et al. (2016), Horton et al. (2017)). Sewage sludge is often reused in agricultural activities as fertilizer in the form of compost or biosolids (pasteurised sewage sludge). Thus, the assessment of pollutants is a matter of great concern from an environmental perspective, since this option for managing sewage sludge can cause the deterioration and consequent loss of function of soil and, ultimately, result in an ecological and/or health risk (Rossini et al. (2016), Corradini et al. (2019), Mahon et al. (2017)). The aim of this study was to develop a Quick, Easy, Cheap, Effective, Rugged and Safe (QuEChERS) extraction method followed by high resolution liquid chromatography (HPLC) for the simultaneous determination of seventeen PAHs - naphthalene, acenaphthylene, acenaphthene, fluorene, phenanthrene, anthracene, fluoranthene, pyrene, benz[a]anthracene, chrysene, benzo[b+j]fluoranthene, benzo[k]fluoranthene, benzo[a]pyrene, dibenzo[a,l]pyrene, dibenz[a,h]anthracene, benzo[ghi]perylene, indeno[1,2,3-cd]pyrene - in sewage sludge. In addition to the determination of PAHs, the analysis of sludge samples included the determination of agronomical parameters (pH, dry matter (DM), organic matter (OM), total nitrogen (Total N), total phosphorus (Total P), sodium (Na), calcium (Ca), potassium (K), and magnesium (Mg)), and heavy metals (copper (Cu), nickel (Ni), zinc (Zn), and chromium (Cr)). The samples (A and B) were collected in January 2020 in two WWTP facilities in northern Portugal and were stored at -20 °C until analysis.

The physicochemical characterization of the samples was carried out according to standardized methods. For instance, pH was determined according to EPA 9045D (USEPA (1986)). Dry matter and organic matter content were assessed according to EN 12457-4 (CEN (2002)) and to the Laboratory Guide for Conducting Soil Tests and Plant Analysis (J.B.Jones (2001)), respectively. Total N was assessed using the Kjeldahl method, and the determination of Total P was performed according to SM 4500 (APHA (1992b)). For the determination of Na, Ca, K, Mg, Cu, Ni, Zn and Cr, sludge samples were digested with conventional heating and nitric acid based on SM 3050B (APHA (1992a)). The digests were analysed by High-Resolution Continuum Source Atomic Absorption Spectrometry (HR-CS-AAS) using air/acetylene as the oxidizing flame. Regarding the extraction and quantification of PAHs, the methodology was based on the QuEChERS approach (Fernandes et al. (2012)). Briefly, 5 g of sludge were weighed into a polypropylene centrifuge tube and 10 mL of acetonitrile (MeCN) were added. The mixture was vortexed for 1 min. The QuEChERS EN-15662 salts were added to the tubes, which were then vortexed for 1 min. The obtained mixture was centrifuged at 4500 rpm for 5. The supernatant was filtered, using a 0.22 µm BGB Analytik PTFE syringe filter (13 mm diameter), and it was collected to a 1.5 mL glass vial, and injected in HPLC for quantification, according to the method described by Oliveira et al. (2015). The chromatographic separation was performed using: a C18 column (CC 150/4 Nucleosil 100-5 C18 PAH, 150 x 4.0 mm; 5 µm particle size; Macherey-Nagel, Duren, Germany); a mixture of MeCN/water as mobile phase; and an injection volume of 15.0 µL. The flow rate was 0.8 mL/min. The chromatographic conditions were as follows: 50:50 MeCN /water, then a linear gradient to 100 % MeCN in 15 min (held for 13 min) (Oliveira et al. (2015)). Fortifications in sample A were made at 3 levels to validate the protocol. Reagent-only calibration standards were prepared in a range between 0.13-700.3 µg L⁻¹.

Table 1 presents the results obtained for physicochemical characterization. In both samples the concentrations of heavy metals are below the limits imposed by the Portuguese legislation DL 276/2009 (Ministério do Ambiente do Ordenamento do Território e do Desenvolvimento Regional (2009)), for the specific case of sludge applied into agricultural soils

(Cu<1000; Ni<300; Zn<2500; Cr<1000 mg kg⁻¹dw). The method proved to be simple and gave quantitative results for the assayed analytes, providing good validation parameters, such linearity, limits of detection and quantification. Moreover, PAHs were detected in both samples.

Table 1. Physicochemical properties of sewage sludge samples (mean ± SD) (LOD = Limit of detection)

Parameter	Sewage Sludge Samples	
	A	B
pH	8.42 ± 0.052	6,08 ± 0.047
DM (%)	24.07 ± 0.19	15.49 ± 0.70
OM (% dw)	68.7 ± 0.20	85.1 ± 1.24
Total N (mg kg ⁻¹ dw)	0,227	0.293 ± 0.011
Total P (mg kg ⁻¹ dw)	14.3 ± 0.05	18.6 ± 1.24
Na (mg kg ⁻¹ dw ¹)	1457 ± 119	729 ± 156
Ca (mg kg ⁻¹ dw)	3651 ± 195	2259 ± 79
K (mg kg ⁻¹ dw)	1691 ± 121	3435 ± 245
Mg (mg kg ⁻¹ dw)	4094 ± 811	4653 ± 1654
Cu (mg kg ⁻¹ dw)	270 ± 13	320 ± 16
Ni (mg kg ⁻¹ dw)	< LOD	< LOD
Zn (mg kg ⁻¹ dw)	802 ± 124	436 ± 44
Cr (mg kg ⁻¹ dw)	220 ± 7	< LOD

Acknowledgements

The authors are thankful for the financial support from the Fundação para a Ciência e a Tecnologia (FCT) / the Ministério da Ciência, Tecnologia e Ensino Superior (MCTES) through national funds (Portugal) [grant number LAQV - UIDB/QUI/50006/2020], PhD grant [Diana Rede and, grant number SFRH/BD/147404/2019] and Post Doc grant [Virgínia Cruz Fernandes, grant number SFRH/BPD/109153/2015].

References

- APHA (American Public Health Association). (1992a). *Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater*. SM 3050B. 18th ed., Washington DC.
- APHA (American Public Health Association). (1992b). *Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater*. SM 4500 P. 18th ed., Washington DC.
- CEN (Comité Européen de Normalisation). (2002). *Characterization of Waste -Leaching - Compliance Test for Leaching of Granular Waste Materias and Sludges*. EN 12457-4:2002. Brussels.
- Corradini, F M. Eguiluz, R. Casado, F. Huerta-Lwanga, E. Geissen, V. (2019). Evidence of Microplastic Accumulation in Agricultural Soils from Sewage Sludge Disposal. *Science of the Total Environment*, 671, 411-420.
- Fernandes, V C. Domingues, V F. Mateus, N. Delerue-Matos, C. (2012). Multiresidue pesticides analysis in soils using modified QuEChERS with disposable pipette extraction and dispersive solid-phase extraction. *Journal of Separation Science*, 36, 2, 376-382.
- Herrero, P. Borrull, F. Pocurull, E. Marcé, R M. (2014). A Quick, Easy, Cheap, Effective, Rugged and Safe Extraction Method Followed by Liquid Chromatography-(Orbitrap) High Resolution Mass Spectrometry to Determine Benzotriazole, Benzothiazole and Benzenesulfonamide Derivates in Sewage Sludge. *Journal of Chromatography A*, 1339, 34–41.
- Horton, A A. Walton, A. Spurgeon, D J. Lahive, E. Svendsen, C. (2017). Microplastics in Freshwater and Terrestrial Environments: Evaluating the Current Understanding to Identify the Knowledge Gaps and Future Research Priorities. *Science of the Total Environment*, 586, 127–41.
- Jones, J B. (2001). *Laboratory Guide for Conducting Soil Tests and Plant Analysis*. Acta Universitatis Agriculturae et Silviculturae Mendelianae Brunensis. Vol. 53. CRC Press LLC. Florida. 203-205.
- Mahon, A M. O'Connell, B. Healy, M G. O'Connor, I. Officer, R. Nash, R. Morrison, L. (2017). Microplastics in Sewage Sludge: Effects of Treatment. *Environmental Science and Technology*, 51, 2, 810–18.
- Ministério do Ambiente do Ordenamento do Território e do Desenvolvimento Regional. (2009). "Decreto-Lei N.276/2009." *Diário Da República N.º 192, Série I de 2 de Outubro de 2009.*, 7154–65. <https://dre.pt/application/file/491012> (accessed May 2012).
- Oliveira, M. Slezakova, K. Delerue-Matos, C. Pereira, M C. Morais, S. (2015). Polycyclic Aromatic Hydrocarbons: Levels and Phase Distributions in Preschool Microenvironment. *Indoor Air*, 25, 5, 557–68.
- Rossini, D. Ciofi, L. Ancillotti, C. Checchini, L. Bruzzoniti, M C. Rivoira, L. Fibbi, D. Orlandini, S. Del Bubba, M. (2016). Innovative Combination of QuEChERS Extraction with On-Line Solid-Phase Extract Purification and Pre-Concentration, Followed by Liquid Chromatography-Tandem Mass Spectrometry for the Determination of Non-Steroidal Anti-Inflammatory Drugs and Their Metaboli. *Analytica Chimica Acta*, 935, 269–81.
- USEPA (Environmental Protection Agency). (1986). *Test Methods for Evaluating Solid Waste*. EPA/SW-846. 3rd ed. Springfield.

TRATAMENTO TREATMENT



Thermal Desorption of Highly Impacted Mercury Soils in an Urban Area

Aurélien Vandekerckhove^{1*}, Hatem Saadaoui¹ & Jan Haemers¹

¹ Haemers Technologies, Brussels, Belgium

*Corresponding author: aurelien.vandekerckhove@haemers-tech.com

Keywords: Ex-Situ Thermal Desorption, Mercury, Urban area

Abstract

In-Situ and Ex-Situ Thermal Desorption (ISTD and ESTD) are a technology based on thermal conduction that can effectively treat organic contaminants, independently of large soil heterogeneity. One of its applications is for contaminated properties in urban areas and under existing buildings.

The main principle of the technology resides in installing a network of steel pipes that act as an air/soil heat exchanger to heat up the soil to temperature and pressure conditions at which the contamination is volatilized and recovered above-ground for further treatment.

Following this logic, ESTD is mainly used when small amounts of widely scattered contaminants can be more easily gathered to a single location for treatment rather than decontaminating separately with different ISTD batches. It can also be used when contaminated soil has already been excavated, gathered, and stockpiled.

As part of a remediation project, a large volume of mercury-contaminated soil had been excavated by Biogénie below a building southeast of Paris, in Région Val-de-Marne due to a mercury contamination. The impacted soil lies below a building and is surrounded by residential buildings. After a decision-making process, it has been decided to send the maximum amount of impacted soil off site except for highly impacted soil and non-excavatable soils (by virtue of building stability).

Out of a total of 25 000 m³ of impacted soil, 2500 m³ were treated by thermal desorption on-site (In-Situ and Ex-Situ). The aim of this paper is to focus on ESTD part of the project, the highly impacted mercury thermopile, corresponding to 260 m³ of contaminated soil.

The soil had undergone a selective separation based on a visual test (presence of small mercury balls). The soil which contained visually small balls of mercury was stockpiled. Due to the excessive cost to eliminate these highly impacted mercury contaminated soils, Ex-Situ Thermal Desorption was applied to reduce the mercury concentration below 50 mg/kg.

At the time of the thermopile construction, 4 samples have been analyzed and had an average concentration of total mercury of 11 700 mg/kg with a maximal concentration of 24 000 mg/kg. After 5 months of treatment time, 27 control samples were taken. The final samples had an average concentration of 48 mg/kg with a maximum concentration of 270 mg/kg. The mercury vapors from the thermopile were sent to a vapor treatment unit to be condensed and recovered in a unique tank.

The ESTD and the associated vapor treatment designed by Haemers Technologies © and implemented by Biogénie and Haemers Technologies to carry out the project is a worldwide premiere for complete and affordable treatment of heavily mercury-impacted soils. This case-study will address the details of said implementation and results.



Fractured crystalline bedrock - Is thermal an option or are we wrong?

Niels Ploug^{1*}, Jesper Holm¹ & Steffen Griepke²

¹Kruger A/S, Søborg, Denmark

²Cascade Thermal Inc., Gardner, MA, USA

*nip@kruger.dk

Keywords: Granite, Rock, Thermal, TCH

Abstract

Brief Introduction/ Objectives

Investigating and remediating fractured rock is a lot more complex than treating a porous media like sand or clay. Thermal has previously been used with success in sedimentary bedrock but it has for a long time been evaluated unlikely to succeed in igneous and metamorphic bedrock settings e.g. according to ITRC's selection matrix table for Remediation in Fractured Rock. However, with a thermal conductivity of granite in the range of 1,73 - 3,98 W/mK it is possible to transfer heat through the rock if the heating technology is based on Thermal Conductive Heating (TCH). Vapor extraction is critically in fractured rock and different from a porous media.

Data and Discussion

A 29.000 m³ CVOC source zone was located on the small granite island of Kvarnholmen, Sweden. The source zone consisted of a 10 - 20 m deep unsaturated zone and a 12 m deep saturated zone. Water flow was primarily controlled by the tide which was modest. In order to safely extract the in situ created steam, all 105 heater wells were gravel packed. To keep pneumatic control, a screen was installed at each heater well with a grout plug above. In the crushed rock formation above the firm rock, a secondary ventilation system was installed to capture vapors not collected by the deeper system. The remedy was operated for 6 months at what point an average temperature of 140°C was reached. The remediation achieved all remedial goals in the groundwater. Soil gas measurements reached all goals except for two minor exceedances. The use of Soil gas measurements/analysis as a remediation target in thermal remedies will be discussed further at the presentation.

In Trollhättan, Sweden a 20 m deep CVOC source zone was located. The 5 m topsoil was excavated exposing the surface of the bedrock. A gravel plenum was installed for extraction purposes before the topsoil was reestablished. Instead of individual extraction in the boreholes the heater wells were gravel packed up and into the gravel plenum where the in situ produced steam was extracted. By hydraulic testing each of the 60 heater well boreholes during well installation, it was clear that three wells had the potential to produce an uncontrolled amount of water/steam. To limit this, a screen was installed in the borehole and a grout plug was installed at the top of the firm rock. By operating the regulating valve a slight overpressure was held in the well reducing the inflow of water. During the 119 days of heating, the remedy reached an average temperature of 120°C and met all remedial goals.

"The world's deepest thermal granite remedy" is installed in Varberg Sweden. To a depth of 50 m (164 ft) 40.000 m³ of granite is heated using (TCH) and operation is approaching the end. 3.000 kg of TCE has been extracted. Extraction approach is similar to the Trollhättan site.

Applications and Final Restrictions

The three full scale remedies have shown that TCH can be used in igneous and metamorphic bedrock with excellent results. By heating the entire rock using TCH technology all fractures above and below the water table will be treated and thereby overcome challenges like e.g. dead end fractures that cannot be targeted by remedies based on hydraulic conductivity. The key goal is to create a robust design especially related to how to extract vaporized contaminants but also to predict and overcome high ground water flow in fractures. Off gas profiles at granite site looks similar to those with porous media like sand. Site cool down will normally be slower due to the minimal amount of water flowing in the rock. 18 months after heating was terminated, one site still had a temperature of 70°C.



Pilot scale “in pile” thermal desorption remediation of soil contaminated with mercury and pesticides

Ewa K. Andersen^{1*}, Søren Eriksen¹ & Jesper Holm¹

¹Krøger A/S, Søborg, Denmark

* Corresponding author: ewa@kruger.dk

Keywords: Mercury, Pesticides, Thermal, TCH

Abstract

Brief introduction/ Objectives

In the beautiful settings of Groyne 42 on the Danish North Sea Coast, a former chemical waste landfill is found. The core of the landfill is 27000 m³ and contains approximately 100 tonnes of a very toxic chemical mixture including 67 t of parathion and 7 t of mercury¹.

A large fraction of the mercury is believed to be HgS and hence no remediation technologies have been considered to be able to handle all of the contaminants except dig & haul.

A thermal desorption study has demonstrated 85% mercury removal at 300 °C as well as removal of all pesticides².

Data and discussion

A pilot scale conductive thermal treatment test was setup to prove the ability to treat the pesticides to low levels and also reach a total Hg target below 3 mg/kg DM. The test based on 40 tons soil was set up in a sealed 2.4 x 2.4 x 6.0 m steel box fitted with 6 x 5 kW electrical insertions heaters and off gas treatment plant consisting of catalytic oxidizer, water injection, condenser, mist separator and activated carbon filters.

Soil for the pilot test was excavated and analysed. The mercury concentration was 366 mg/kg DM, of which 71% was mercury sulfide. Total pesticides were 1400 mg/kg DM.

The target treatment temperature was chosen to be 350 °C based on thermodynamic calculations and in house laboratory testing conducted at 350 °C for 2-4 days.

Safety considerations for operating the pilot scale test included: Exothermic decomposition reaction of parathion, evolution of flammable gasses and concentration of flammable vapors of solvents, sulphur, phenols. Simulation of chemical reactions and evaporation rates has been used to find safe heating rates keeping concentrations of flammable gasses and vapors well below the lower explosion limit.

During the pilot test, the soil was heated to 350 - 500 °C over the course of 6 months while aerated at a moderate flow of 10m³/h to oxidize mercury sulfide to more volatile species.

Applications and final restrictions

The soil treated in the pilot test reached a mercury concentration of 1.8 mg/kg DM corresponding to 99.5% removal and all pesticides were non detect. More than 99.9% of the pesticides are decomposed in situ during the heating thus greatly reducing the operating risks. The highest parathion concentrations found in condensate was 2 mg/L.

The risks associated with exothermic reactions and flammable gasses and vapors were successfully managed by heating at a controlled (slow) rate while monitoring soil and heater temperatures as well as concentrations of flammable gasses. The conclusions are that conductive thermal soil remediation is well suited to address:

Mercury contaminated land even if the mercury is bound as mercury sulfide provided adequate aeration to oxidize the sulphide.

Complex mixtures of reactive contaminants e.g., as found at the “Groyne 42” when carefully controlling and monitoring reactions.

Another lesson learned is that catalytic oxidation is not viable for this site due to the high load of phosphorous, sulfur and mercury, all of which deactivate the platinum based catalyst.

References

¹Rambøll/Cowi/Kogsgaard (2013). *Høfde 42, Afgrænsning af nedslivningsområdet*.

²Griepke, S. et al (2007). *Termisk assisteret oprensning af høfdedepotet, Høfde 42, Harboøre Tange*. In: *Miljøprojekt Nr. 1193 2007*.



High Temperature IT-DSP™ Ex-Situ Plot Tests – A Case Study

Nicolas Bernardes^{1*}, Clayton Campbell², David Rountree² & Cesar Bardelli¹

¹ RMc² Soluções Ambientais Ltda., Indaiatuba-SP, Brazil

² McMillan-McGee Corporation, Calgary-AB, Canada

*Corresponding author: nicolas.bernardes@rmc2.com.br

Keywords: Thermal Treatment, Ex-Situ, IT-DSP™, SVOC, Pilot, ESTD

Abstract

Semi-volatile organic compounds (SVOCs) contamination can be difficult to thermally treat because of the high temperatures (typically greater than 200°C) that are required to achieve desorption. High temperatures pose all kinds of issues: high temperature oxidation, creation of acids that can be detrimental to the equipment, and the creation of other unwanted by products like dioxins. Many times, the contaminants targeted are chemicals where little information is available. Designing a system that can address all operational challenges that could potentially arise, especially relating the high temperature reactions and interactions, can be challenging and costly. In such cases, it seems particularly wise to perform a pilot test to validate the thermal treatment technology and to help identify issues that may arise with the specific chemicals and geology that will be encountered at full scale.

This paper presents results from a site in Brazil where a combination of difficult SVOCs and difficult geology (soil mixed with crushed concrete) were treated ex-situ, at high temperatures. Induction-thermal dynamic stripping process (IT-DSP™) was used to test that stringent concentration based remedial goals could be achieved. The contaminants in question included chlorobenzenes, nitrochlorobenzenes, dichloroanilines, bis(2-ethylhexyl) phthalate, cumene, and nitrocumenes, with concentrations in soil being as high as 19,703mg/kg of 2,3-Dichloroaniline, as shown in Figure 1 below.

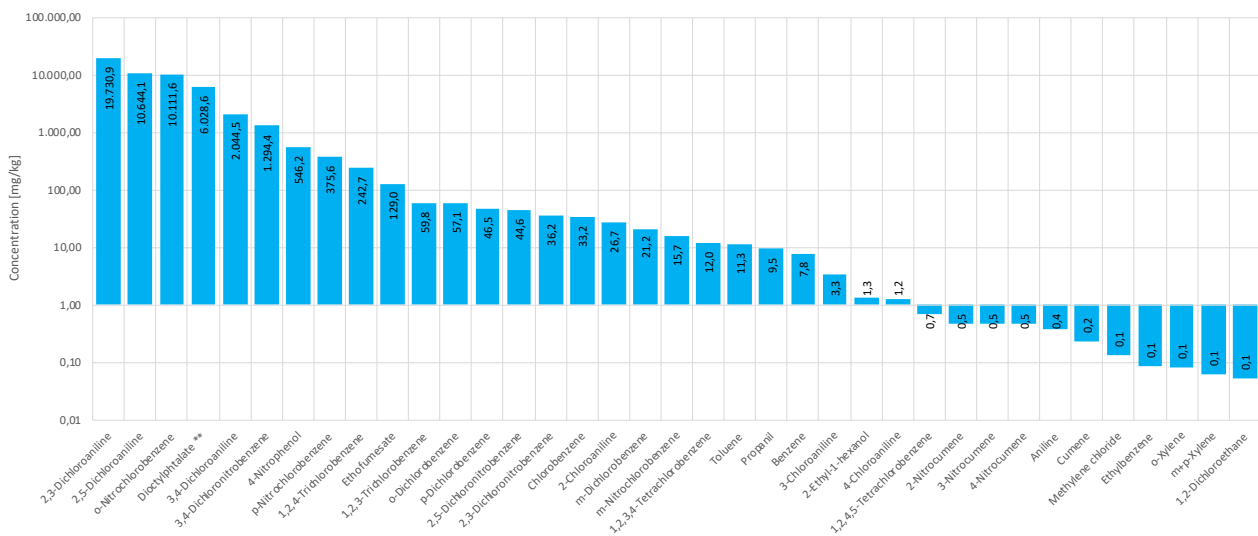


Figure 1 – Soil contaminant concentrations of the soil used in the pilot test.

An ex-situ test cell was designed that consisted of three chambers of 10m³ each separated by removable metal sheets that allowed loading and unloading of media for several successive pilot tests, as show in Figure 2 below. All cell interiors were coated with a hi-temperature corrosion resistant paint to extend the operational life of the equipment. Two batches, which were each expected to last 20 to 30 days, were run. Four IT-DSP™ heaters were installed in each of the cell's chambers along with temperature monitoring at each heater well and at central locations within each chamber.



Figure 2 – (a) Details of the test cell design complete assembly, (b) detail of the removable metal sheet that separate the chambers

The operation of the IT-DSP™ test cell pilot was conducted in October 2020 (batch 1) and November 2020 (batch 2). The estimated total mass removed was approximately 1,008kg from batch 1 and 1160kg from batch 2. Stringent concentration based remedial goals were achieved on both batches. Temperature targets (>260°C) in Batch 1 were achieved in approximately 20 days and in batch 2 in 10 days.

During the operations of the IT-DSP™ test cell, several sacrificial samples were taken to understand the performance of the pilot. At the end of the operation period for both batches, the samples indicated all values of contaminants concentration below laboratory quantification limits, indicating complete removal of all Contaminants of Interests – COIs.

References

RMc² (2020). Remedial Design Report, Rev 4, IT-DSP™ ExSitu Pilot Study



Monitoring of Soil Flushing in an Alluvium Polluted with Chlorinated Compounds from Lindane Wastes

Aurora Santos^{1*}, David Lorenzo¹, Carmen M. Domínguez¹, Bárbara Biosca², Lucía Arévalo-Lomas³, Jesús Díaz-Curiel³ & Jorge Gómez⁴

¹Chemical and Material Engineering Department, UCM, Madrid, Spain

²Department of Energy and Fuels Systems, UPM, Madrid, Spain

³Department of Geological and Mining Engineering, UPM, Madrid, Spain

⁴ Empresa para la Gestión de Residuos Industriales, S.A., S.M.E., M.P. (Emgrisa)

*Corresponding author: aursan@ucm.es

Keywords: Tracer, Alluvium, Surfactant, Lindane, Self-potential

Abstract

Contamination of soil and groundwater by organic compounds from accidental release or intentional dumping of hydrophobic organic liquid phases into the environment is a global problem. When these organic compounds are denser than water form a DNAPL that migrate through soils and groundwater until they encounter an impermeable layer. During their transport through the subsurface, DNAPL often interacts with the soil matrix, resulting in a significant DNAPL trapped in the soil pores. These DNAPLs are often chlorinated compounds of high toxicity (even carcinogenic) and persistence in the environment (ITRC, 2000). In-situ remediation treatments are required to solve these problems. When significant DNAPL masses remain in the subsurface, Surfactant-Enhanced Aquifer Remediation (SEAR) or Surfactant Enhanced Product Recovery (SEPR) can be better applied as a first treatment (Atteia et al., 2013). A substantial part of the DNAPL mass in the aquifer can be removed by injecting a surfactant solution in the DNAPL source zone and the fluids extracted are treated on-site.

The treatment cost decreases when the polluted area location is well characterized and the injected fluid transport is well known. However, the site characterization is usually carried out from borehole drilling, making incomplete and limited information and involves a high economic and environmental cost. Therefore, internationally increasing emphasis is being drawn on technologies that allow performing measurements on-site and in real-time, employing surface geochemical and geophysical monitoring techniques. These non-invasive techniques need to be perfected and validated by probes, but their development will have a positive environmental and economic impact. Among these, the self-potential method is particularly interesting because it is sensitive to both groundwater flow and electrochemical processes related to variations in ionic species chemical potential (Giampaolo et al., 2016). It allows determining the flows produced during injection in remediation processes and establishing the preferential flow directions during the process.

The scope of the work carried out is to analyze the efficiency of a surfactant injection in the elimination of a mixture of thirty chlorinated organic compounds (COCs), from chlorobenzene to heptachlorocyclohexane, in the alluvium of the Sardas landfill (Sabiñanigo, Spain) and validate the self-potential technique to monitor the flow of the fluid injected.

The lithology of this alluvium is a sand gravel layer (also containing some interbedded clay) with high permeability but a low hydraulic gradient (Fernández, Arjol et al. 2013) located between two low permeability layers (lime and marls). The soil is highly contaminated at some points. The surfactant used was previously selected in the lab test and consisted of a non-ionic and commercial, E-Mulse 3[®] by EthicalChem. An aqueous surfactant emulsion (20 g/L) was injected for 10 hours in three wells. These wells were located at the edges of a triangle 3 m in the side, at a flow rate of 0.3 m³/h.

This test cell location was selected considering the high level of chlorinated organic compounds measured in the groundwater, the analysis in soil from borehole drilling and the results obtained in the tomographic resistivity profiles and in the time domain electromagnetic soundings carried out in previous surveys.

A conservative tracer, bromide, was added to the surfactant solution injected (bromide concentration was 250 mg/L) to study the injected fluid transport. Conductivity and chloride concentration were also considered tracers due to the low conductivity and chloride content of the injected fluid (600 microS cm⁻¹ and 3.4 mg L⁻¹, respectively) compared to natural values in the alluvium (5100 microS cm⁻¹ and 1000 mg L⁻¹, respectively). The transport of the injected fluid was monitored during the injection by:

- Groundwater sampling in the alluvial at about 15 m below the ground level, in 16 monitoring wells surrounding the injection wells and 3 injection wells. Conductivity, chlorinated organic pollutant, surfactant, chloride and bromide concentration were measured during the injection and monitored after the injection.
- Measurements of conductivity profiles with time and depth in 16 monitoring wells and the three injection wells

The time-lapse self-potential profiles have been used to monitor the transport of fluids injected. The information obtained by this technique has been validated by comparison with the tracer measurements in the groundwater samples.

The dimensionless bromide profile measured during injection is shown in Figure 1. Two SP profiles measured during the injection, at time 0 min (green curve) and at time 95 min (blue curve) are shown in Figure 2. As shown in Figure 1, the injected fluid dispersion was limited to a ROI less than 5 m from the injection points. The preferent direction of the injected fluid detected from tracer measurements was confirmed with SP profiles in which the injection arrival is reflected by a negative potential anomaly. As shown in Figure 2 at 95 min, the injection breakthrough is determined first in the direction of borehole PS14C, in successive profiles the rest of the flow directions were determined. Moreover, the dispersion of the solubilized contaminant was avoided by extracting the fluid injected after 39 h. Table 1 shows the concentrations of COCs in both the fluid extracted before and 39 h after the surfactant injection. As can be seen, the injection of surfactant promoted high solubilization of residual DNAPL in the contact between gravels and marls.

Table 1. Concentration of COCs and Hexachlorocyclohexanes (HCHs) solved in the aqueous phase before and after the surfactant injection

COCs (mg L ⁻¹)	COCs	HCHs	% HCH in COCs
Before surfactant injection	63	23	36.5
After surfactant injection (39 h)	2623	1655	63

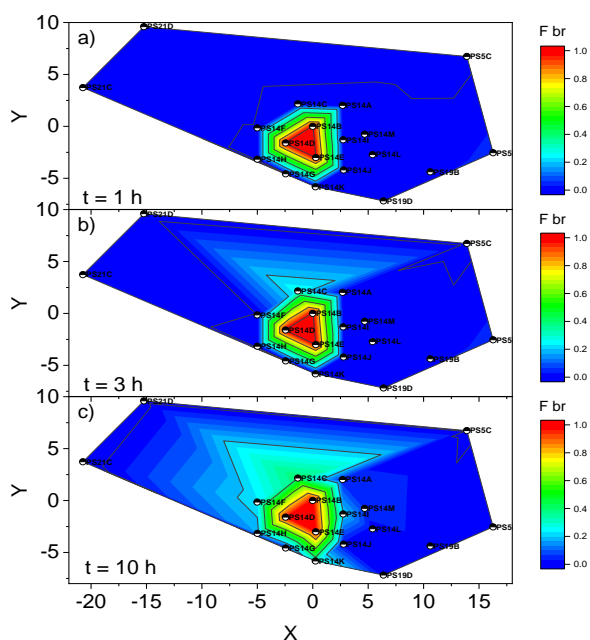


Figure 1. Normalized tracer profiles ($F=Br/Br_{injected}$)

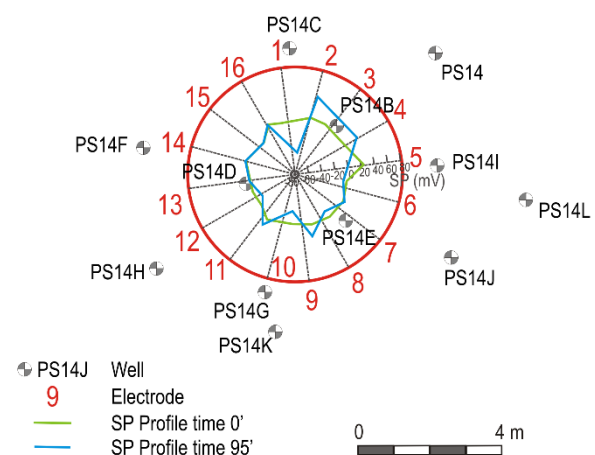


Figure 2. SP Profiles at the beginning of the injection (time 0 min) and at time 95 min.

Acknowledgments

This work was supported by project CTM2016-77151-C2 and by the company EMGRISA

References

- Giampaolo, V., Calabrese, D., & Rizzo, E. (2016). Transport processes in porous media by self-potential method. *Applied and Environmental Soil Science*, 3951486. <https://doi.org/10.1155/2016/3951486>
- Atteia, O., E. D. Estrada and H. Bertin (2013). Soil flushing: a review of the origin of efficiency variability. *Reviews in Environmental Science and Bio-Technology* 12(4): 379-389.
- Fernández, J., M. Arjol and C. Cacho (2013). POP-contaminated sites from HCH production in Sabiñánigo, Spain. *Environmental Science and Pollution Research* 20(4): 1937-1950.
- Technology, I. and R. Council (2000). Dense Non-Aqueous Phase Liquids (DNAPLs): Review of Emerging Characterization and Remediation Technologies. <https://clu-in.org/download/misc/dnapl.pdf>



GeoForm: an innovative biogeochemical Treatment of CVOCs

Alberto Leombruni^{1*} & Michael Mueller¹

¹ Peroxychem LLC, Philadelphia, USA

* Corresponding author: alberto.leombruni@dgextern.com

Keywords: Aquifer, Biogeochemical Reduction, Chlorinated Solvents, Heavy Metals.

Abstract

Reactive iron sulfide minerals may be formed in situ under sulfate reducing conditions [1] and can be an important mechanism for chlorinated solvent removal during in situ chemical reduction (ISCR) and enhanced reductive dechlorination (ERD) [2]. This effect has been observed during the application of traditional ISCR and ERD substrates at sites with naturally high sulfate concentrations in groundwater [3] but may also be engineered by directly applying the needed building blocks [4]. A potential key advantage of generating reactive minerals in situ as opposed to directly applying minerals or zero-valent iron (ZVI) as solid particles would be the potentially much greater surface area generated. The objective with these tests was to evaluate the effectiveness of biogeochemical systems relative to traditional ISCR and anaerobic bioremediation for the removal of CVOCs and heavy metals. During preliminary bench studies, electron microprobe analyses performed on iron sulfide precipitation products collected one year after the application of organic carbon substrate and ferrous iron to a high sulfate aquifer showed that each 1.0 L of groundwater with sulfate at 3,000 mg/L generated about 4.7 ft² of very reactive FeS surface area. Furthermore, high CVOC degradation rates and exceptionally long-lasting results have been observed following the application of EHC[®] ISCR reagent at sites with high native concentrations of sulfate.

GeoForm[®] Biogeochemical Reagents have been engineered in order to provide a source of sulfate, ferrous iron, electron donors, pH buffer and nutrients, where the ratio of its various components has been optimized to maximize the formation of reactive iron sulfide minerals in the aquifers. GeoForm is available in a soluble form for easy injection and in a solid form for extended release.

Both liquid and solid biogeochemical reagent combinations were evaluated in a series of batch tests and field application for the treatment of chlorinated ethenes. This paper describes the implementation and results of the Biogeochemical treatment. For each test, batch reactors were established with soil and groundwater and amended with various substrate combinations composed of ZVI, organic carbon substrate, ferrous iron and/or sulfate. Overall degradation rates achieved were compared to systems amended with organic carbon substrate (emulsified lecithin substrate, ELS[®]) alone or EHC ISCR reagent alone. A recent successful field application will be also presented (Figure 1). Biogeochemical systems were overall found to support higher CVOC degradation rates compared to organic carbon substrate alone or ISCR alone.



Figure 1 – GeoForm[™] application (left) and GeoForm[™] slurry ready to be injected (right).

References

- [1] Freedman, D.L., and J.M. Gossett. 1989. *Biological reductive dechlorination of tetrachloroethylene and trichloroethylene to ethylene under methanogenic conditions*. Appl. Environ. Microbiol. 55:2144-2151.
- [2] Mikesell, M.D., and S.A. Boyd. 1986. *Complete reductive dechlorination and mineralization of pentachlorophenol by anaerobic microorganisms*. Appl. Environ. Microbiol. 52:861-865.
- [3] Palmer, D.T., T. G. Linkfield, J.B. Robinson, B.R.S. Genthner, and G. E. Pierce. 1989. *Determination and enhancement of anaerobic dehalogenation: Degradation of chlorinated organics in aqueous systems*. EPA/600/S2-88/054, U.S. Environmental Protection Agency, Cincinnati, OH.
- [4] Suflita, J. M., A. Horowitz, D. R. Shelton, and J. M. Tiedje. 1982. *Dehalogenation: A novel pathway for anaerobic biodegradation of haloaromatic compounds*. Science 218:1115-1117.



Complete Dechlorination of Chlorinated Ethenes and Chloroform in a Brackish Environment

Martin Slooijer^{1*}, John Dijk¹, Michela de Camillis¹ & Remi Peters¹

¹ Greensoil International, Papendrecht, The Netherlands

*Corresponding author: m.slooijer@greensoilgroup.com

Keywords: Dnapl, Tetrachloroethene, Anaerobic reductive dichlorination (ERD), Electron donor.

Abstract

Background/Objectives. An industrial site in the Port of Spain is contaminated with mainly chlorinated ethenes, chlorinated methanes and chlorinated ethanes. High concentrations (DNAPL) of mainly tetrachloroethene (PCE) and chloroform are present, as well as degradation products. Since the site is situated close to the sea, the groundwater is brackish to salt with an electrical conductivity (EC) up to 25,000 $\mu\text{S}/\text{cm}$ and sulphate concentrations up to 1,600 mg/l. Given the nature of the contamination and aquifer, anaerobic reductive dichlorination (ERD) was identified as the most promising in-situ bioremediation solution. In addition, the effect of a surfactant to enhance the mobilization of the residual DNAPL was investigated. The focus of the investigation was on the residual DNAPL that remained probably trapped in the pore space in the form of small droplets.

Approach/Activities. The remediation consists of groundwater circulation system via extraction and infiltration wells and dosing of an electron donor, Dehalo-GS, to stimulate the process of ERD. DNAPL was removed from the extracted water above ground. Besides regular monitoring of geochemical parameters and the concentrations of contaminants also molecular analyses (qPCR and NGS) were performed to have a better understanding of the microorganisms and degradation pathways involved under these specific conditions.

At the site, a surfactant test was performed by adding a 5% surfactant solution to the groundwater circulation system in the area with higher concentration levels.

Results/Lessons learned. Concentrations as high as 100,000 $\mu\text{g}/\text{l}$ of PCE, 41,000 $\mu\text{g}/\text{l}$ of VC and 340,000 $\mu\text{g}/\text{l}$ of Chloroform were found on site. After about six months, degradation products had increased in concentrations significantly and after about 12 months, ethene increased dramatically from below detection limit up to 26,000 $\mu\text{g}/\text{l}$. Molecular analyses of groundwater from several wells were performed and confirmed that there is a strong increase in the amount of bacteria and enzymes involved in dichlorination. Also, the gene encoding for chloroform reductive dehalogenase (*cfrA*) increased dramatically from below detection limit up to $8.9\text{E}+7$ copies/l. As result of partial sequenced DNA (ORVidecode), it was found that the dominant genus of the bacterial community consisted of *Dehalococcoides* (27%) of which 70% was closely related to *Dehalococcoides mccartyi*.

These results so far demonstrated the enhanced biological degradation capacity on site and the complete dichlorination of the various contaminants, despite the high concentrations of PCE and chloroform and the brackish to salt environment.

The surfactant field test confirmed both the DNAPL mobilization effect and the degradation of the contamination compounds. In addition, the results obtained suggested that the infiltration of the extracted water did not spread outside of the infiltration area.

References

This abstract is an actual internal project reference.



Applying the Landfarming Technique to remediate a large amount of soil contaminated with thermal oil

Cynthia Alcántara^{1*} & Norbert Nägele¹

¹ KEPLER, S.L., INGENIERÍA Y ECOGESTIÓN, Burgos, Spain

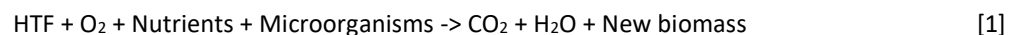
*Corresponding author: c.alcantara@kepler.es

Keywords: Bioaugmentation, Landfarming, Soil, Thermofluid.

Abstract

Thermo-solar plants use a mixture of two aromatic hydrocarbons, 26.5% biphenyl and 73.5% diphenyl ether, as heat transfer fluid (HTF). Thermofluids transport energy accumulated on parabolic mirrors to a heat exchanger producing steam, which is finally transformed in electricity by a turbine. Accidental spills can lead to an accumulation of HTF and its degradation by-products in soil and ground water, resulting in environmental and health risks due to its high persistence and toxicity (Kour et al. (2019)). In this scenario, bioremediation appears as the most effective and sustainable technology for HTF removal based on its cost, technical feasibility and eco-friendly features.

Bioremediation process is based on the capacity of certain microorganisms to mineralize the biphenyl and diphenyl ether to harmless final products as CO₂, H₂O and new biomass in the presence of oxygen and nutrients according to equation 1:



Microorganisms need nitrogen and phosphorus to incorporate the pollutant as a carbon source into their cellular material and form new biomass. Therefore, nutrient solution is supplemented during the treatment to maintain optimal C/N/P ratio. In recent contaminated sites, bioaugmentation strategy is conducted providing additional microbial consortium to improve the pollutant degradation rate. In KEPLER, inoculated microorganisms have been previously isolated from the contaminated site. The process entails a microbiota extraction from soil, petri dish isolation and inoculum cultivation at high concentrations of HTF. This previous HTF-adaptation increases the avidity to pollutant which results on a decrease in microbial lag phase when the inoculum is applied on soil.

KEPLER has recently performed a project in which 4,500 tons of contaminated soil (800 mg TPH C₁₂-C₁₆/Kg) were produced after an accidental spill of HTF. A Quantitative Environmental Risk Analysis for Human Health was conducted and further approved by the Regional Administration, which determined target concentration of 250 mg TPH C₁₂-C₁₆/Kg soil for soil recovering. Considering space availability on site, soil was treated applying landfarming technique, where contaminated soil was distributed on five 60 m²-parcels. Every parcel was monthly irrigated with a solution of nutrients and previously adapted microbial consortium. Tilled machinery was used for homogenization and oxygen supply.

Physicochemical parameters as humidity, pH, conductivity, temperature, TPH C₁₂-C₁₆ and nutrient concentration and microbial activity were monitored during the process. The number of both heterotrophic bacteria and HTF degrading bacteria were analysed using plate-count method and expressed as colony-forming units (UFC) per gram of soil.

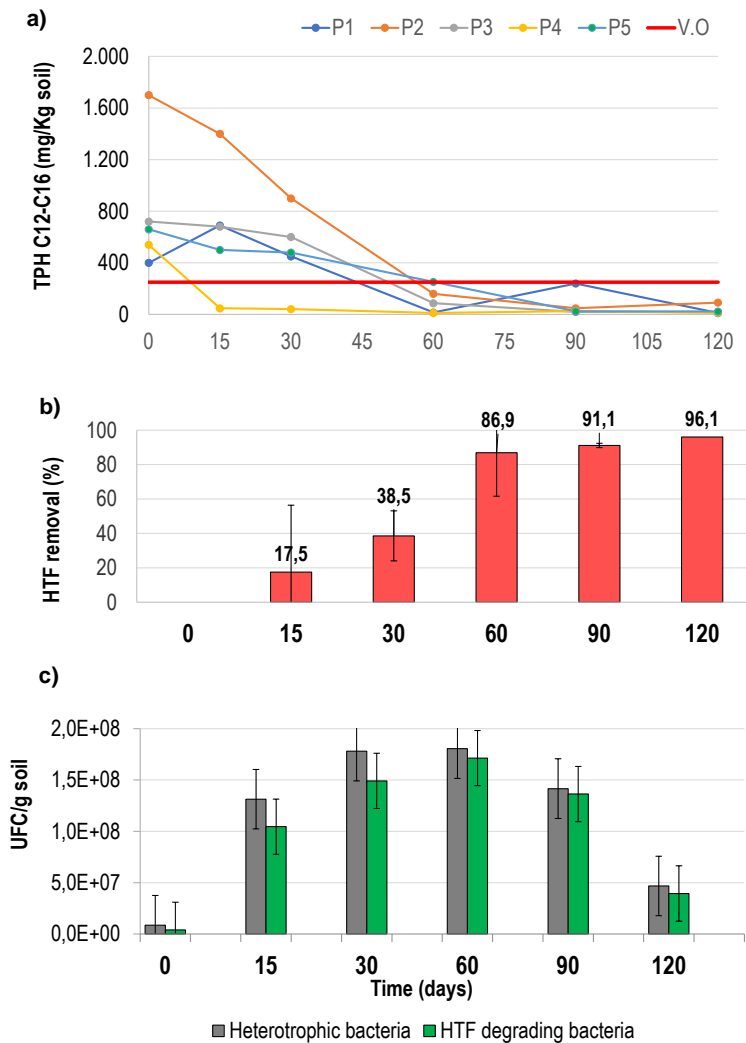


Figure 1 – TPH C₁₂-C₁₆ concentration (a), TPH C₁₂-C₁₆ removal (b) and microbial activity (c) of heterotrophic bacteria (grey bars) and HTF-degrading bacteria (green bars) at soil during the bioremediation process. Error bars show standard deviation.

The results showed that after two months of biological treatment HTF concentration was below the TPH C₁₂-C₁₆ target value required by Regional Administration in all parcels (Figure 1a), which corresponded with an average HTF removal of 86,9 % (Figure 1b). Microbial activity showed similar results for heterotrophic and HTF-degrading bacteria, which demonstrated the bioaugmentation efficiency for recent spill scenarios (Figure 1c). A total of four months of treatment was applied to confirm the recovery of 4,500 tons of soil, which was further certified by an Accredited Entity. Finally, soil was disposed forming ridges on specific points of the thermo-solar plant.

The removal yield obtained in this project demonstrate the effectiveness of bioaugmentation strategy during landfarming as a competitive and sustainable HTF removal technology for large amounts of contaminated soil.

References

Kour, D., Rana, K.L., Kumar, R., Yadav, N., Rastegari, A.A., Yadav, A.N., Singh, K. (2020). *New and Future Developments in Microbial Biotechnology and Bioengineering*, 1st Edition, Elsevier, Amsterdam. 1, 1-23.



Innovative bioremediation of MTBE and organics: in situ bio-sparging and high yield MTBE bioreactor development

Martin Slooijer^{1*}, John Dijk¹, Michela de Camillis¹, Jan van den Boogaart¹ & Leen Bastiaens²

¹GreenSoil Group, Genk, Belgium

²VITO, Mol, Belgium

*Corresponding author: m.slooijer@greensoilgroup.com

Keywords: MTBE, VITO, Bioremediation, Bioaugmentation.

Abstract

An industrial site in Belgium, is contaminated with a variety of contaminants. Most of the contamination is difficult to reach in ATEX zones due to the infrastructure and the presence of storage tanks. A field test was conducted to investigate the feasibility of treating the different contaminants in-situ with aerobic bioremediation. Due to the mobile character of MTBE and the size of the plume, also a specific MTBE-bioreactor was applied.

The field tests were performed at the site in different areas. Pilot 1 was conducted in an uncontaminated area to test the radius of influence of the biosparging system. Pilot 2 was conducted to test the feasibility of stimulated aerobic biodegradation in a contaminated area. Groundwater was recirculated continuously. In addition, a SVE system was installed in the vadose zone, mainly to prevent emissions due to the biosparging. A bioreactor was used to prove biological MTBE degradation. The MTBE bioreactor was fed from a groundwater extraction well and the effluent was infiltrated in an infiltration well.

In the first months, the redox conditions remained strongly reduced. Additional laboratory and field tests done by GreenSoil and Tauw confirmed that the natural oxygen demand of both soil and groundwater, was extremely high. After slightly adapting the system, the redox conditions improved significantly. Hydrocarbons and monochlorobenzene were removed with an efficiency of >99%, while the in-situ MTBE removal efficiency was in the range of 56-76%. Despite these start-up issues, the radius of influence of the air infiltration system appeared to be around 6m.

In the first 9 months, the flow of the MTBE bioreactor was limited due to the high COD of the groundwater and the rather low influent concentrations ($\pm 1000\mu\text{g/l}$). It was found that the high COD/BOD was caused by a formerly unknown organic acid. Both MTBE and TBA were degraded with >99% efficiency in the bioreactor to concentrations below detection limit. It was observed that in-situ MTBE degradation was significantly higher (93 %) closer to the infiltration well where the effluent from the MTBE reactor was infiltrated than in the wells further away, indicating the additional effect of bioaugmentation.

The outcomes of these feasibility tests demonstrated the active biological activity in these systems which promoted the strong reduction of contaminants.

VITO is the patent owner of the bioreactor, however GreenSoil has the exclusive license on this technology in Europe, and it is the preferred partner in the rest of the world. The team work of the parties involved allowed a noteworthy development of the application of the bioreactor as part of in-situ and on-site MTBE bioremediation. This feasibility study manifested the importance of collaboration among research institutes, consultants and contractors to further improve existing technologies. The fruitful collaboration results in the client request to develop a full-scale remediation system for this site which is planned to become operational in 2020.

References

This abstract is an actual internal project reference.



Phytoremediation Potential of Cereals on Petroleum Hydrocarbons Mixed Soil

Silvana Manasievska Simikj^{1*}, Tatjana Mitkova², Mile Markoski² & Ice Rikaloski³

¹ Botany Department, Faculty of Agricultural Sciences and Food, 1000 Skopje, North Macedonia

² Soil Department, Faculty of Agricultural Sciences and Food, 1000 Skopje, North Macedonia

³ OKTA AD, 1000 Skopje, North Macedonia

*Corresponding author: silvanam@fznh.ukim.edu.mk, smanasievska28@yahoo.com

Keywords: phytoremediation, petroleum hydrocarbons, wheat, barley, rye

Abstract

Phytoremediation has been applied as a treatment technology that is cost-effective, ecologically friendly and efficient for the decontamination of hydrocarbons pollution (Salt et al., 1995, 1998; Alkorta & Garbisu, 2001; Pilon-Smits, 2005; Sandhu et al., 2007; Reichenauer & Germida, 2008; Wenzel, 2009; Prasad et al., 2010, Manasievska Simikj et al. 2018). Plants especially legumes and grasses have been identified to play important role in remediating oil polluted soil. The initial physiological response of plants to petroleum hydrocarbons (PHCs) in soil includes PHC uptake, translocation, and accumulation in organs such as roots and shoots and the rates of these processes are generally related to PHC concentration (Wild et al., 2005; Lu et al., 2010). OKTA refinery located near urban areas of Skopje, during the period 30 years of crude oil processing, generated oily sludges as a waste product. This study was conducted to evaluate the growth and phytoremediation potential of wheat, barley and rye in soil mixed with petroleum hydrocarbons derived from OKTA basins. Rye (*Secale cereale* L.) was selected, as crop with high potential to phytoremediate PHCs, wheat (*Triticum aestivum* L.) and barley (*Hordeum vulgare* L.) was selected as tolerant to PHCs, according to literature. Field trials were established at oil refinery near Skopje, during period of three years (2017/2018; 2018/2019 and 2019/2020) in randomized block system with three replications, in eighteen trial microplots (9 microplots were in the basin with soil mixed with petroleum hydrocarbons and 9 microplots on soil without PHCs as a control trial). Morphological characteristics (plant height and spike length) and productive characteristics (spike mass, number of grains, grain mass and mass of 1000 grains) were analyzed. Analyzed morphological and productive characteristics are higher in control trial compared with the results from the trial in the basin with soil mixed with petroleum hydrocarbons. Plants from each crop were able to grow on contaminated soil. The presented results evidently demonstrated that rye provided better results on phytoremediation process of a soil mixed with petroleum hydrocarbons, as compared to the other two cereals, especially barley.

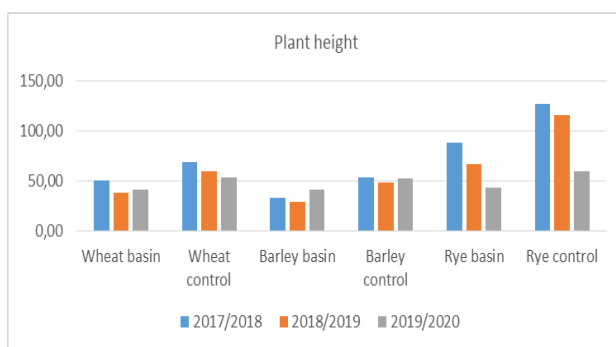


Figure 1 – Plant height of wheat, barley and rye of trial in the basins with soil mixed with PHCs and control trial

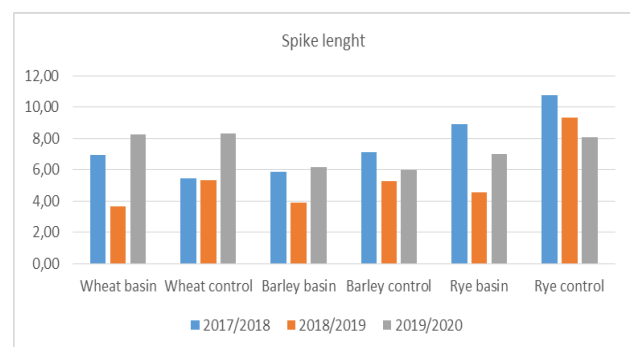


Figure 2 – Spike length of wheat, barley and rye of trial in the basins with soil mixed with PHCs and control trial

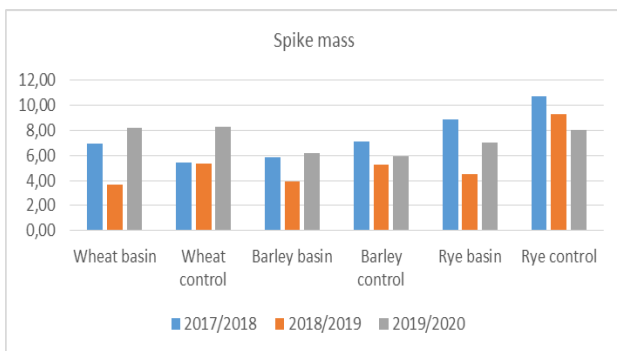


Figure 3 – Spike mass of wheat, barley and rye of trial in the basins with soil mixed with PHCs and control trial

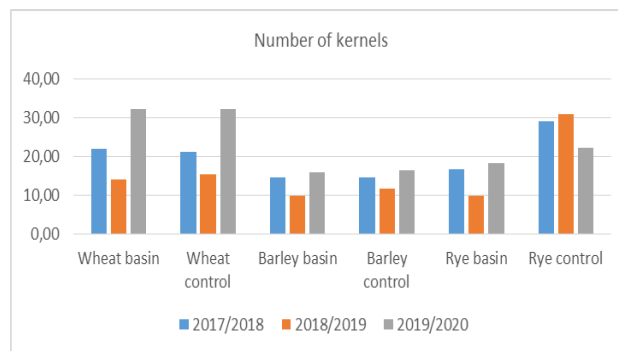


Figure 4 – Number of grains of wheat, barley and rye of trial in the basins with soil mixed with PHCs and control trial

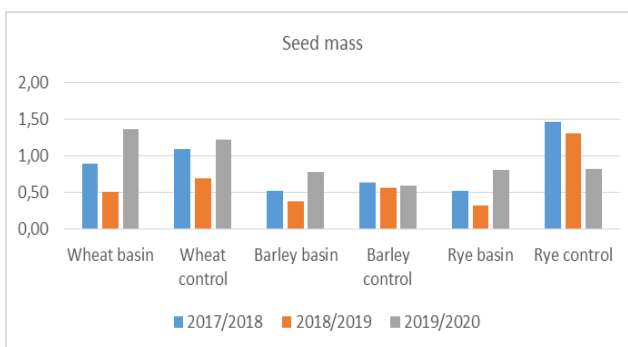


Figure 5 – Grain (seed) mass of wheat, barley and rye of trial in the basins with soil mixed with PHCs and control trial

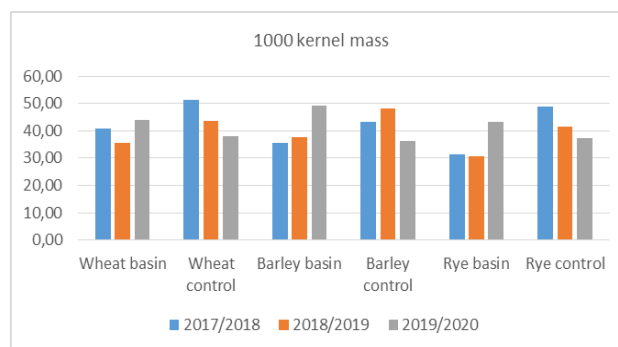


Figure 6 – Mass of 1000 grains of wheat, barley and rye of trial in the basins with soil mixed with PHCs and control trial

Acknowledgments

The authors are grateful to the company OKTA-AD Skopje for financial support of this research study.

References

- Alkorta I., Garbisu C. (2001). Phytoremediation of organic contaminants in soils. *Bioresour. Technol.* 79 (3), 273–276.
- Lu S., Teng Y., Wang J., Sun Z. (2010). Enhancement of pyrene removed from contaminated soils by *Bidens maximowicziana*. *Chemosphere* 81 (5), 645–650.
- Manasievska-Simikj S., Mitkova T., Markoski M., Vasin J., Stamatoska A., Georgievska M., Rikaloska T., Rikaloski I. (2018). Initial approach for phytoremediation of petroleum hydrocarbons-mixed soil at oil industry in Skopje region. *Proceedings of Global Symposium for Soil Pollution, 2-4 May 2018, Rome, Italy*, p.728-737
- Manasievska Simikj S., Mitkova T., Markoski M., Vasin J., Zeremski T., Stamatovska A., Rikaloska T., Rikaloski I. (2018). Assessment of phytoremediation potential of cereals in petroleum hydrocarbons mixed soil, *Book of abstracts International GEA (GEO ECO-ECO AGRO) Conference, 1-2 November 2018, Podgorica, Montenegro*, p.181
- Pilon-Smits E. (2005). Phytoremediation. *Annu. Rev. Plant Biol.* 56, 15–39.
- Prasad M. N. V., Freitas H., Fraenzle S., Wuenschmann S., Markert B. (2010). Knowledge explosion in phytotechnologies for environmental solutions. *Environ. Pollut.* 158 (1), 18–23.
- Reichenauer T. G., Germida J. J. (2008). Phytoremediation of organic contaminants in soil and groundwater. *Chemosphere* 1 (8-9), 708–717.
- Salt D. E., Blaylock M., Kumar N., Dushenkov V., Ensley B. D., Chet I. (1995). Phytoremediation - a novel strategy for the removal of toxic metals from the environment using plants. *Biotechnology* 13 (5), 468–474.
- Sandhu A., Halverson L. J., Beattie G. A. (2007). Bacterial degradation of airborne phenol in the phyllosphere. *Environ. Microbiol.* 9 (2), 383–392.
- Wenzel W. W. (2009). Rhizosphere processes and management in plant-assisted bioremediation (phytoremediation) of soils. *Plant Soil* 321 (1), 385–408.
- Wild E., Dent J., Thomas G. O., Jones K. C. (2005). Direct observation of organic contaminant uptake, storage, and metabolism within plant roots. *Environ. Sci. Technol.* 39 (10), 3695–3702.



Cyclic bioremediation of a heavily impacted Xylene site in Westerlo (BE) – 100% on site biological treatment of soil, groundwater and soil vapor

Martin Slooijer^{1*}, Michela de Camillis¹, Jan van den Boogaart¹ & Mayara Pupo¹

¹GreenSoil Group, Genk, Belgium

*Corresponding author: m.pupo@greensoilgroup.com

Keywords: Excavation, Biopile, Biological Treatment, Sustainable.

Abstract

Objectives. This session shows how circular bioremediation was applied at a heavily xylene impacted site in Westerlo, Belgium and how lump sum contracting drives innovation and cost efficiency.

Background. A former triacetate production site caused a heavy xylene contamination up to 27.850mg/kg in soil and 89.000µg/l in groundwater to a depth of 10 m-bgl resulting in a total mass of 90T of Xylene.

RSK in combination with GreenSoil offered a lump sum contract to the client. Within this lump sum contract, a 100% on site and in situ biological remedial approach was proposed being both more sustainable and economic compared to conventional (off-site) techniques.

Remediation. The remediation consists of excavation and 100% on-site landfarming for soil (completed) and biosparging for groundwater (ongoing). The excavated soils are placed in biopiles, where dosing of nutrients and bioventing stimulates biodegradation of the contaminants. After soil treatment, the site is levelled and an enhanced in-situ biosparging system is installed below ground level. This in situ system treats residual soil and groundwater contamination.

During the project, innovative techniques like Biopile Air Filtration Technique (BAFT), and Regenerative Bioscrubber (RBS) were successfully developed to reduce costs, especially related to activated carbon consumption.

BAFT. After completion of the soil treatment, biopiles have been redesigned to treat the soil vapors (500-2000 ppm of xylene) originating from new biopiles, as they still contain nutrients and active bacteria called the 'BAFT technique'.

RBS Soil vapors are also treated by an in house developed bioscrubber (RBS) that can treat both contaminated air and groundwater designed with a continuous regeneration system of carrier material balls.

Results. All 20.500 m³ of heavily impacted soil have been cleaned far below the remedial target values (~400mg/kg) in 1.5 year. Starting from concentration levels up to 10.000 mg/kg, biopiles were reduced within 60-80 days with concentrations levels below 50 mg/kg. Both the 'BAFT process' and 'RBS' reached removal efficiencies between 60-90% in treating highly loaded soil vapors (up to 2000 ppm xylene) originating from other active landfarm depots.

The biological water treatment system worked with high efficiencies, especially given the high influent concentrations (efficiency rate up to 99-99,9%) and removed the bulk of the incoming groundwater mass, leading to a noticeable reduction of activated carbon as well.

The in-situ biological remediation was successful, achieving >95% reduction of the contamination mass, reaching the remediation objectives within 1-2 years.

References

This abstract is an actual internal project reference.



Full-scale Application in Italy of EHC[®] Liquid Technology: Combined ISCR and ERD Treatment of an Aerobic Aquifer Impacted with Tetrachloromethane and Chloroform

Alberto Leombruni^{1*}, Daniel Leigh¹ & Michael Mueller¹

¹ Peroxychem LLC, Philadelphia, USA

* Corresponding author: alberto.leombruni@dgextern.com

Keywords: Aquifer, Dechlorination, Emulsion, Chloroform, Carbon Tetrachloride.

Abstract

The site is in a highly-industrialized area of northern Italy, where groundwater is contaminated with tetrachloromethane (>10 ppb), chloroform (>10 ppb), hexavalent chromium and, to a lesser extent, PCE and TCE (<1 ppb). The EHC[®] Liquid technology deploys *in situ* chemical reduction (ISCR) mechanisms for treatment of impacted groundwater. It is composed of two parts easily combined and diluted for injection: i) ELS[™] Microemulsion; a controlled-release food-grade carbon in the form of lecithin, and ii) EHC Liquid Reagent Mix; an organo-iron compound. Addition of organic carbon in a saturated zone is well-known to promote conventional enzymatic reductive dechlorination reactions [1]. As bacteria ferment the ELS Microemulsion component, they release a variety of volatile fatty acids such as lactic, propionic and butyric, which diffuse from the site of fermentation into the groundwater plume, and serve as electron donors for other bacteria, including dehalogenators [2]. Lecithin itself is primarily composed of phospholipids, with both hydrophilic and hydrophobic properties in the molecular structure. Further, phospholipids support remediation by providing essential nutrients (carbon, nitrogen, phosphorus) to bacteria. Synergistically, the soluble organo-iron component is comprised of a ferrous iron (Fe⁺²) that can form a variety of iron minerals (e.g. magnetite, pyrite) that are capable of reducing contaminants as they oxidize further to the ferric (Fe⁺³) state via one electron transfer. The ferric ion can then be “recycled” back to ferrous, as long as other electrons from supplied carbon and indigenous carbon are available. In the intervention area and its downstream sector, 10 standard Pump & Treat wells were located, designed to accelerate the removal of various contaminants. However, the presence of active pumps inside, or in the immediate vicinity, of the EHC Liquid injection zones could have compromised their effectiveness. This as a function of the increase in groundwater speed and potential removal of the injected emulsion. For this reason, a strategy has been planned to remodel the well flow rates by reducing them to below threshold values, thus protecting effectiveness of the ERD treatment. Through use of mathematical modelling [3], optimal flow rates were defined to keep natural seepage velocity <300 m/year in the ERD treatment area, whilst still allowing P&T of groundwater in a wide downstream area, and effectively capturing flow from the injections area. Application of the remedial reagents was performed via direct injection through 28 fixed Manchette tubes distributed in the source area. The injection campaign required 306 kg of ELS Concentrate per point, plus 70 kg of organo-iron powder, for a total injection volume of 96 m³ of EHC Liquid emulsion, in 10% solution. Fifteen months after injection of EHC Liquid into the main source area, concentrations of CT and CF contaminants were rapidly reduced [6] compared to pre-treatment levels (Figure 1).

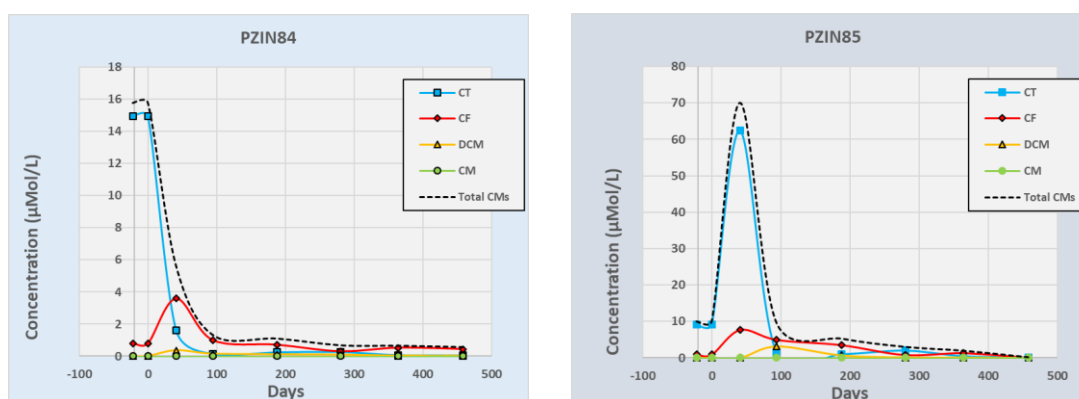


Figure 1 - Concentrations of chlorinated methane in stratum in two monitoring points in the treatment area before and after EHC Liquid injection performed in December 2017.

Requisite remedial target values were reached in all main monitoring piezometers in the area, also clearly demonstrating enhanced biotic and abiotic reducing conditions. Main field parameters in the ISCR & ERD treatment areas included: i) increase of Mn & Fe(II) in solution as anaerobic cometabolites [5], ii) decrease of DO (mg/L) and sulphate (mg/L) – competing electron acceptors pH stable in the neutral range [4], and iii) negative Redox around -150 mV.

References

- [1] Adamson DT, Parkin GF (1999) *Biotransformation of mixtures of chlorinated aliphatic hydrocarbons by an acetate-grown methanogenic enrichment culture*, Water Res 33: 1482–1494.
- [2] Force, U. A. (2007) *Protocol for in situ bioremediation of chlorinated solvents using edible oil*.
- [3] Harbaugh, A.W., Banta, E.R., Hill, M.C., and McDonald, M.G., 2000. *MODFLOW-2000*, The U.S. Geological Survey modular ground-water model—User guide to modularization concepts and the ground-water flow process: U.S. Geological Survey Open-File Report 00-92, 121 p.
- [4] Lewis TA, Cortese MS, Sebat JL, Green TL, Lee CH, Crawford RL *A Pseudomonas stutzeri gene cluster encoding the biosynthesis of the CCl₄-dechlorination agent pyridine-2,6-bis(thiocarboxylic acid)*, Environ Microbiol. 2000 Aug;2(4):407-16.
- [5] Lee CH, Lewis TA, Paszczynski A, Crawford RL *Identification of an extracellular agent [correction of catalyst] of carbon tetrachloride dehalogenation from Pseudomonas stutzeri strain KC as pyridine-2, 6-bis(thiocarboxylate)*, Biochem Biophys Res Commun. 1999 Aug 11;261(3):562-6.
- [6] Penny C, Vuilleumier S, Bringel F *Microbial degradation of tetrachloromethane: mechanisms and perspectives for bioremediation*, Departement Micro-organismes, Genomes, Environnement, Université de Strasbourg, UMR 7156 CNRS, Strasbourg, France



Implantação de Sistema de Extração de Gases e Vapores (SVE) Inclinado sob Edificações Habitadas e Modelagem de Fluxo de Ar no Subsolo

Luis Adensohn^{1*}, Rafael Franklin¹ & Andreia Yoshinari¹

¹ EBP BRASIL, São Paulo (SP), Brasil

*Autor correspondente: luis.adensohn@ebpbrasil.com.br

Palavras-Chave: SVE, Modelagem, Fluxo de Ar.

Resumo

Ao longo das décadas de 1970 a 1990 foram depositados resíduos de atividades industriais em um terreno localizado na região metropolitana da cidade de São Paulo, no Estado de São Paulo, Brasil. Em meados dos anos 1990 o local foi aterrado com aproximadamente 1,0 m de solo limpo, e um condomínio residencial foi projetado com previsão para construção de 72 edifícios de 8 andares, cada um com 4 apartamentos. Até o início dos anos 2000, 62 edifícios haviam sido construídos e 53 já se encontravam habitados, totalizando mais de 5.000 moradores (**Figura 1.**).

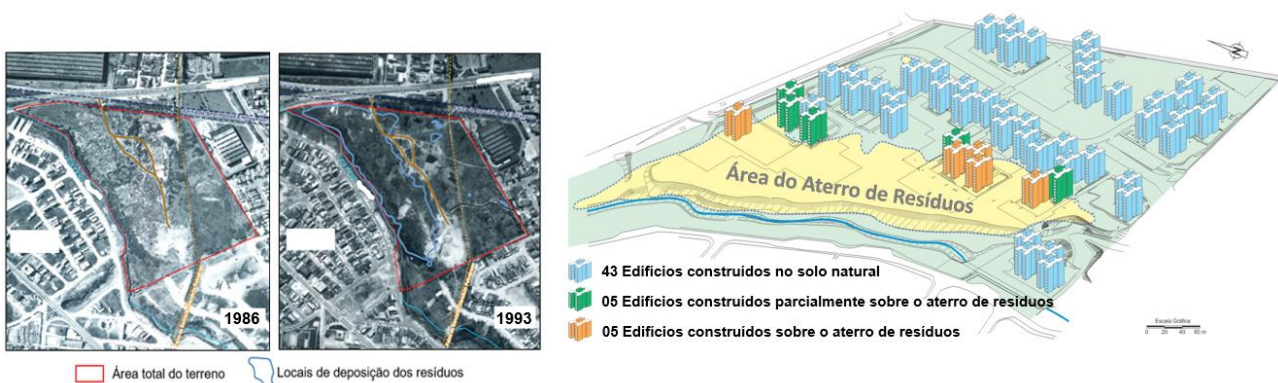


Figura 1. – Fotos aéreas históricas da área de deposição do resíduo e a área construída do condomínio residencial

Ainda nos anos 2000, um acidente em uma das caixas subterrâneas do condomínio mobilizou a Cesteb, órgão ambiental de controle do Estado de São Paulo, que detectou a presença de gás metano (CH_4) em seu no interior. Este evento demandou uma série de investigações nas diferentes matrizes (solo, águas subterrâneas, gases e vapores do ar do solo), levando a incluir todo o condomínio no grupo de Áreas Contaminadas Críticas do Estado de São Paulo, além de exigir a implantação de medidas de engenharia com o objetivo de mitigar os riscos associados à intrusão de gases e vapores nos edifícios.

Os resultados de investigação dos gases e vapores presentes no ar do solo identificaram uma extensa área de ocorrência de gás metano (CH_4), condizente com a área de deposição de resíduos no aterro, além de ocorrências de compostos aromáticos e organoclorados na região norte e central da área (**Figura 2.**), em concentrações acima dos valores de referência, adotados da agência ambiental norte-americana (US-EPA).

Diante destes resultados, foi instalado um sistema SVE com 120 poços de extração em toda a extensão das áreas abertas e no entorno dos edifícios localizados sobre a pluma de metano (CH_4). Em 04 (quatro) destes edifícios, sobretudo aqueles localizados sob as áreas de ocorrência de VOC nos vapores do ar do solo, a EBP BRASIL optou pela instalação de poços de extração inclinados (SVEI) sob cada apartamento, de modo a reduzir os potenciais riscos associados à intrusão de gases e vapores. Paralelamente, foram instalados poços de monitoramento inclinados (PMGI) para avaliar a eficiência da extração e acompanhar a evolução redução dos teores de metano (CH_4) e VOC sob estes apartamentos (**Figura 3.**).

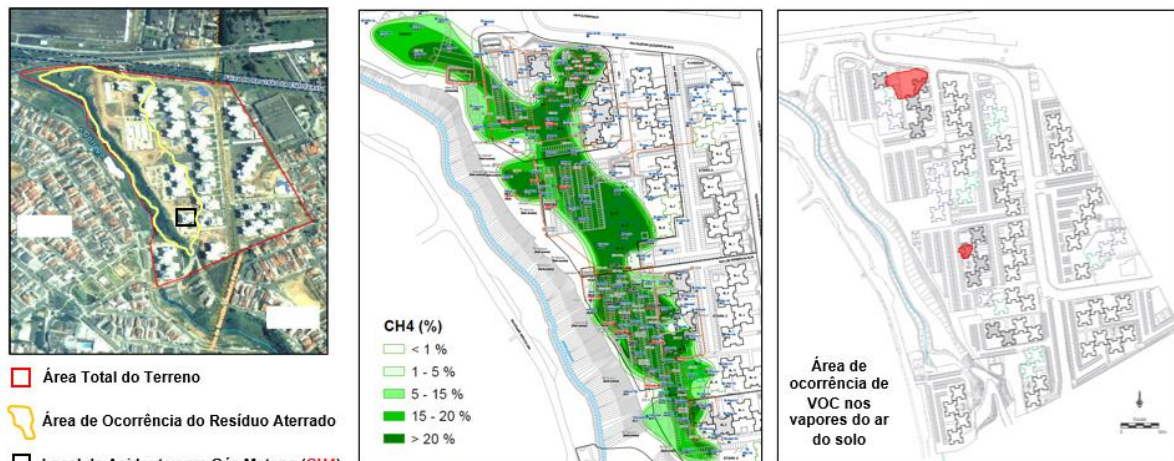


Figura 2. – Área de Ocorrência de Gás Metano (CH₄) e VOC no Ar do Solo



Figura 3. – Malha de SVE nas Áreas Abertas + Resultados / SVE Inclinado sob as edificações com potencial de intrusão

Após 01 (um) ano de operação do sistema nas áreas abertas houve redução dos teores de metano à níveis nulos (0%) em praticamente toda a extensão do condomínio, restando apenas ocorrências pontuais. Sob os edifícios, a implantação do SVE Inclinado indicou redução dos teores de VOC em até duas ordens de grandeza, atingindo níveis inferiores aos valores de referência na US-EPA, além da redução dos teores de metano (CH₄) à níveis nulos (0%).

De modo a verificar a distribuição de vácuo sob os edifícios com atuação do SVE Inclinado, foi realizada uma modelagem tridimensional de fluxo de ar no solo através dos softwares Bentley® SOILVISION e FlexPDE®. Os resultados indicaram presença contínua de vácuo sob toda a extensão dos edifícios habitados, com valores mínimos entre -0,5 a -2,4 mbar iniciando a partir da base solo de capeamento (solo limpo) e aumentando em profundidade (Figura 4.).

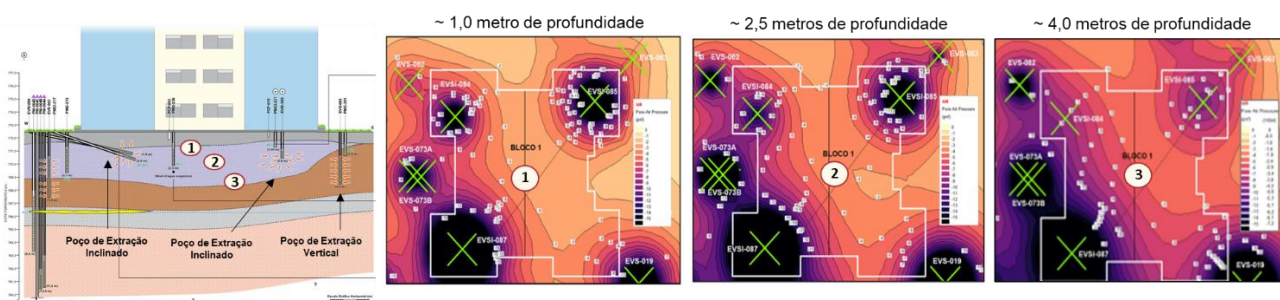


Figura 4. – Modelagem de Fluxo de Ar no Subsolo sob as Edificações com presença de Gás Metano (CH₄) e VOC

A instalação do sistema SVE Inclinado se mostrou como uma solução inovadora e eficiente, especificamente por se tratar de edificações habitadas e com formas de atuação restritas, contribuindo com a melhoria significativa do quadro ambiental, reduzindo os teores de gás metano (CH₄) a níveis nulos (0%) e os VOC do ar do solo a níveis inferiores aos valores de referência da US-EPA. A presença contínua de vácuo sob toda a extensão dos edifícios, comprovado pelos resultados do modelo tridimensional de fluxo de ar do solo, indicaram uma forte linha de evidência quanto a ausência de intrusão de gases e vapores nos apartamentos térreo, auxiliando na tomada de decisão quanto às medidas intervenção e/ou institucionais futuras.



Teste piloto de técnicas combinadas para otimização de abordagem de remediação em site contaminado por LNAPL no Brasil

Lucas Jardim¹, Victor Inada^{1,2*}, Dário Vaz¹, Filipe Ferreira¹, Júlio Vilar¹ & Amanda Bustamante¹

¹Arcadis, São Paulo, Brasil

²SENAC, São Paulo, Brasil

*Autor correspondente: victor.inada.cruz@gmail.com

Palavras-chave: Teste Piloto, Técnicas Combinadas, DPE, DGR, Bioventing, CSM baseado no fluxo de massa.

Resumo

Em um site contaminado por uma mistura de hidrocarbonetos de petróleo (BTEX e PAHs) em um aquífero de baixa a média permeabilidade foi inicialmente elaborada uma estratégia de intervenção com base nos resultados de uma Investigação Detalhada em alta resolução seguindo a abordagem da *Smart Characterization*[®] (Welty et al., 2016; Curry et al., 2018). Com isso, foi planejada a realização de um Teste Piloto de remediação, com o intuito de avaliar a viabilidade de aplicação da abordagem considerada para os compostos químicos de interesse e para a distribuição das zonas com diferentes permeabilidades e da massa de contaminantes em zonas vadosa e saturada. A complexidade geológica do site, com presença de camadas muito pouco condutivas, somado ao fato da presença de mais de uma família de compostos – BTEX e PAHs, foram linhas de evidência para guiar a execução de um Teste Piloto com técnicas combinadas.

O Teste Piloto foi embasado em um Modelo Conceitual baseado no fluxo de massa de contaminantes, e foram consideradas técnicas por processos físicos e biológicos. Durante o Teste foram aplicadas uma combinação das técnicas: DPE (*Dual Phase Extraction*), DGR (*Dynamic Groundwater Recirculation*), *Air Sparging* e *Bioventing*. Para a execução do teste foram instalados poços de extração, de injeção de ar, de injeção de água e de observação (zona vadosa e saturada). As etapas tiveram coleta de dados contínua e amostragens para proporcionar uma comparação entre as técnicas e guiar o design de *full-scale*, caso a abordagem apresentasse viabilidade. A Figura 1 apresenta a disposição dos poços e os raios de influência obtidos para bombeamento/rebaixamento hidráulico e para extração de vapores. O Teste foi realizado em diferentes etapas, conforme apresentado na Tabela 1.

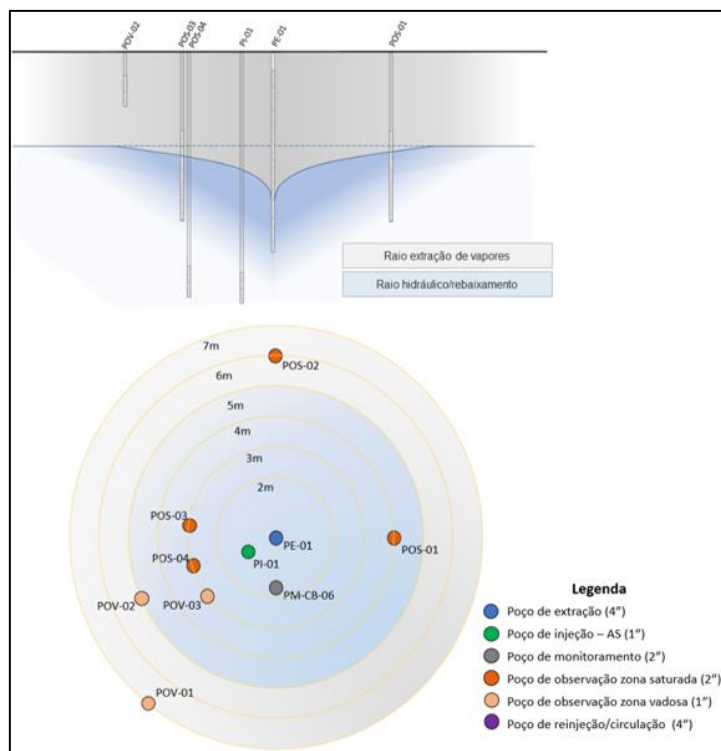


Figura 1 - Localização dos poços e raios de influência obtidos.

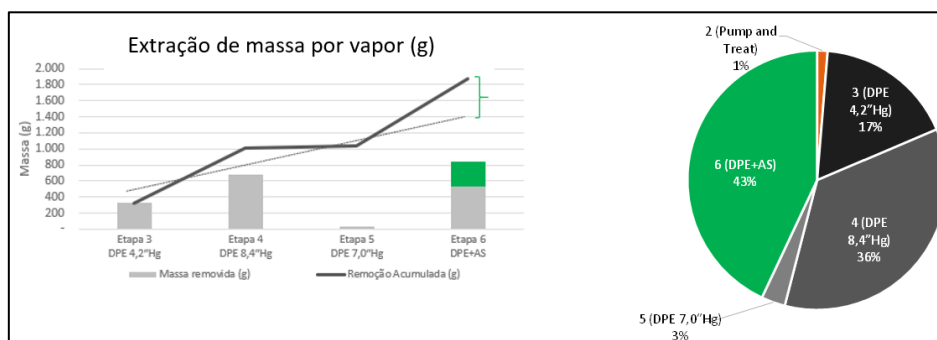
Tabela 1 – Descrição e duração das etapas do Teste Piloto de remediação

Etapa	Descritivo da etapa
1	Baseline (medições e amostragem)
2	Bombeamento, <i>Bioventing</i> e Respirimetria
3	DPE com vácuo mínimo (4,2"Hg)
4	DPE com vácuo intermediário (8,4"Hg)
5	DPE com vácuo máximo/ideal (7,0"Hg) e amostragem
6	DPE com vácuo ideal e <i>Air Sparging</i>
7	Reinjeção, Bombeamento e amostragem

Durante a Etapa 2, foi realizado o teste de *Bioventing* com a injeção de ar no POV-02 até ser verificada a influência e estabilidade nos poços POV-01 e POV-03. Foram monitorados os parâmetros de pressão, vazão, VOC, O₂ e CO₂. Foram obtidas vazões de 25 Nm³/h e foi evidenciado o aumento de concentração de O₂ nos poços de observação. Com o desligamento da ventilação, foi realizado o teste de respirometria até o retorno às condições de *baseline*. Com os dados de O₂ e CO₂ obtidos foi possível calcular taxas de biodegradação de 13,2 mg/kg.dia; e de 0,15 mg/kg.dia por volatilização. O consumo de oxigênio variou de 1 a 6%. Os resultados indicaram aplicabilidade para hidrocarbonetos

O teste de bombeamento foi realizado com uma bomba pneumática (*autopump*) instalada no PE-01, 2,35 m abaixo do NA de 3,39 m. Os dados de vazão indicaram baixa permeabilidade na zona de atuação do bombeamento, compatível com amostras indeformadas coletadas na área de interesse. Outro teste foi realizado no PI-02 a cerca de 10 m do PE-01, e se obteve uma vazão uma ordem de grandeza maior. Na etapa seguinte, foi aplicado vácuo para extração de vapores em conjunto com o bombeamento. O vácuo foi estabilizado em 7,0 "Hg e ocasionou um aumento na vazão de extração por bombeamento. As vazões de extração de vapores ultrapassaram os 200 Nm³/h.

A Etapa 6 incluiu a injeção de ar no poço PI-01 na zona saturada. Foram alcançadas vazões de injeção na ordem de 20 Nm³/h e um total de 1.572 m³ de ar injetados. Por fim, o teste de injeção de água para recirculação no PI-02 obteve vazão média de injeção de 700 L/h. A Figura 2 apresenta gráficos relativos à remoção de massa nas diferentes etapas.

**Figura 2 - Remoção de massa por extração de vapores, e fração de remoção de massa por etapas do teste.**

A exposição da zona do solo pelo rebaixamento do nível d'água (aprox. 2,2m) proporcionou uma melhor performance na remoção de massa na fase vapor. Cerca de 94% da massa total removida foi em fase vapor. A massa total extraída durante o teste foi de 2 kg (PAHs e BTEX), sendo que 43% foram removidos durante o uso combinado do DPE com o AS.

A abordagem de remediação com as técnicas combinadas se mostrou aplicável à área de interesse. A partir dos resultados ficou evidente a necessidade de basear tanto a remediação quanto o Teste Piloto em um Modelo Conceitual de alta resolução de dados baseado no fluxo de massa, com o devido mapeamento das unidades hidroestratigráficas e suas interações com os contaminantes (Suthersan et al., 2016). O uso de técnicas combinadas permite uma remediação eficiente e efetiva para proporcionar o abatimento de massa nas zonas saturada e vadosa, em fase dissolvida, vapor, adsorvida, residual e NAPL. As técnicas de extração de vapores se mostraram mais efetivas para BTEX, enquanto os processos de biodegradação foram mais indicados os PAHs que são menos solúveis e voláteis.

Referências

- Suthersan, S.S., et al. (2016). Remediation Engineering. Design Concepts. 2nd edition.
- Welty, N; Curry, P; Quinnan, J. (2016). Smart Characterization and returning on Investigation. *Advances in Remediation (A new way of thinking)*.
- Curry, P; Welty, N; Gupta, A; Quinnan, J. (2018). The secret to better, faster and cheaper – Smart Characterization. *Advances in Remediation (A better way forward)*.



Utilização das ferramentas de Atenuação Natural Monitorada (ANM) para avaliação de técnicas de remediação combinadas

Maria Cristina Franceschini Chade^{1*}, Diego Jorge da Silva¹ & Lucas Jardim Athayde¹

¹ Arcadis, São Paulo, Brasil

*Autor correspondente: mariafchade@gmail.com

Palavras-Chave: ANM, Remediação, MNA, Atenuação.

Resumo

A Atenuação Natural Monitorada (ANM) consiste numa técnica passiva de remediação de baixo custo, que visa a avaliação dos processos físicos, químicos e biológicos dos contaminantes que interagem com o meio. Para que sua aplicação seja tecnicamente defensável em áreas significativamente impactadas, a ANM deve ser associada a técnicas de remediação ativas. No presente estudo, serão analisados dois casos:

Site 01: ANM foi associada a o sistema *Dual Phase Extraction* (DPE) & Barreira Hidráulica;

Site 02: ANM associada a Decloração Redutiva (ERD).

Nos dois casos associados, serão avaliadas as taxas de degradação obtidas pela avaliação do comportamento das concentrações das Substâncias Químicas de Interesse (SQIs) ao longo do tempo, bem como as taxas de degradação calculadas para a ANM, com a finalidade de verificar se a degradação das SQIs pela utilização das medidas de remediação ativas está sendo favorecida pela condição biogeoquímica do meio. Ainda, objetiva-se demonstrar que as taxas de degradação do tipo concentração por tempo são métricas adicionais e aplicáveis para avaliação de performance de técnicas ativas de remediação dado que, se fosse contado apenas com as características do meio, os contaminantes demorariam tempo inestimável para seu total esgotamento.

No Site 01, observa-se um ambiente redutor, com predominância de metanogênese. Nesse site, a distribuição espacial da geoquímica dos poços localizados na barreira hidráulica apresenta elevadas concentrações de nitrato na área fonte; e aumento significativo das concentrações de metano e sulfato a jusante (*pluma offsite*).

Já no Site 02, observa-se um ambiente redutor moderado, com predominância de ferro redução. Nesse site, a distribuição espacial da geoquímica dos poços localizados em paralelo a linha de injeção apresenta ambiente redutor mais avançado; na região central, observa-se ambiente redutor, com redução nas taxas de metanogênese e sulfato redução; já na área fora da região de injeção, isto é, sob atuação do ambiente geoquímico natural, verifica-se também ambiente redutor, com aumento do sulfato redução e metanogênese.

Dessa maneira, avaliando-se as concentrações históricas obtidas para os dois sites, obtêm-se os **Gráficos 01 e 02**, nos quais se compara, respectivamente, para os sites 01 e 02, as taxas de degradação obtidas pela atenuação natural monitorada e as taxas de degradação dos compostos de interesse, em $\mu\text{g/L.ano}$, com base nos dados históricos de amostragem.



Gráfico 01 – Taxas de degradação médias nas regiões de influência da barreira hidráulica e atenuação natural

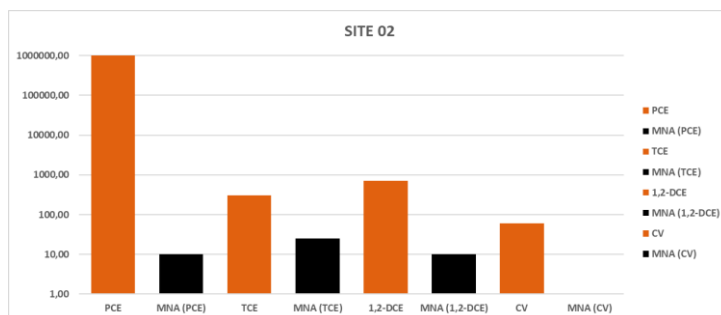


Gráfico 02 – Taxas de degradação médias nas regiões de influência do ERD e atenuação natural

Dessa maneira, observa-se que, no site 01, o ambiente geoquímico não favorece as taxas de degradação na porção central da barreira hidráulica para as Substâncias Químicas de Interesse, demonstrando a importância da atuação dessa barreira para contenção da pluma. Para o site 02, o ambiente geoquímico, embora favoreça a degradação de contaminantes para PCE, TCE e 1,2-DCE, esta é ainda maior pela atuação da atividade de injeção.

Esse cenário aponta a taxa de degradação como uma métrica importante para avaliação de performance de sistemas de remediação, e a combinação das técnicas ativas com o MNA tende a ser uma alternativa com resultados positivos para acompanhar o desempenho das técnicas de remediação na degradação dos compostos de interesse.

Referências

- Newell, C. 2017. *Natural Attenuation of Groundwater Contaminants: New Paradigms, Technologies and Applications* – Rice University
- Newell et. Al. 2002. *Calculation and Use of First-Order Rate Constants for Monitored Natural Attenuation Sites*. Em: National Risk Management Research Laboratory Cincinnati. United States Environmental Protection Agency (EPA), Estados Unidos.



Potential use of peat, compost, and biochar in the remediation of contaminated areas: Zn sorption isotherm models

Jacqueline Zanin Lima^{1,2*}, Eduardo A. Ferreira da Silva² & Valéria G. S. Rodrigues¹

¹São Carlos School of Engineering, University of São Paulo, São Carlos SP 13566-590, Brazil

²GeoBioTec, Department of Geoscience, University of Aveiro, Campus de Santiago, Aveiro, 3810-193, Portugal

*Corresponding author: jacqueline.zanin.lima@usp.br

Keywords: Batch experimental, Freundlich, Langmuir, Sorbent.

Abstract

It has been widely reported that the water and soil polluted by potentially toxic elements (PTEs) can pose high potential threats to the biota and human health due to their non-degradability, bioaccumulation, and toxicity (Mohamed et al., 2018). Zn is an essential nutrient for humans, animals, and plants, being important for the biological functions of living tissue. However, in high concentrations, it can cause health problems, affecting the gastrointestinal and hematological systems. To remediate the contaminations, several technologies have been developed. Reducing the mobility of PTEs through the physical or chemical interactions with stabilizing agents added to soils can be a cost-effective and environmentally friendly method. Among various soil amendments, peat, compost, and biochar have been assessed in this research. Peat was collected in the Ribeira de Iguape river basin, in the city of Registro (Brazil). Compost and biochar (pyrolyzed at 500°C) were derived from the organic fraction of municipal solid waste from the municipality of São Carlos (Brazil). This study aimed to assess the results of Zn sorption by peat, compost, and biochar with the use of isotherms (Freundlich and Langmuir). Additionally, the linear and non-linear forms of the empirical models were compared.

Freundlich isotherm model is related to heterogeneous systems and assuming multilayer sorption. This equation can be represented in Eq. 1 and linear form of the Freundlich model can be written as Eq. 2, as follows:

$$q_e = K_F C_e^n \quad [1] \quad ; \quad \log q_e = \log K_F + n \log C_e \quad [2]$$

where q_e (mg g⁻¹) is the amount of Zn sorbed at equilibrium, C_e (mg L⁻¹) is the Zn concentration in the solution at equilibrium, K_F (L mg⁻¹) represents the sorption capability and n represents the sorption intensity or affinity.

Langmuir model is employed for fitting of equilibrium data assuming monolayer sorption and retention on planar, uniform surfaces with finite sorption sites, and there is no interaction between the sorbed molecules at nearby sites (Langmuir, 1997) (Eq. 3) and linearized forms as Eq. 4:

$$q_e = \frac{q_{max} K_L C_e}{1 + K_L C_e} \quad [3] \quad ; \quad \frac{C_e}{q_e} = \frac{1}{K_L q_{max}} + \frac{C_e}{q_{max}} \quad [4]$$

where q_{max} (mg g⁻¹) is with maximum monolayer overage capacity and K_L (L mg⁻¹) symbolizes the Langmuir isotherm constant parameter.

The determination coefficient (R^2) was calculated to evaluate the best isotherm fit for the sorption system (i.e., the best fit of the model produced the R^2 value closest to 1).

The results graphically represented (Figure 1) showed that the non-linear regression method was more efficient than the linear regression, due to its smaller discrepancies in the comparison of the experimental data with the predicted isotherms. In fact, Harter (1994) when studying the Langmuir equation in sorption systems considered the use of the linearized form as inappropriate. This because C_e/q_e (a function of concentration) plotted versus the concentration itself, decreases the variability of the data, which always tend to have a significant correlation coefficient, even if it does not provide an adequate estimate of the maximum sorption capacity. More recently, similar findings have been reported in several studies, as presented by Foo and Hameed (2010) suggesting that linearized forms cause real problems and errors due to the complex adequacy of the data, which often violates the basic theories of isotherms. In addition, as the idealization of isothermal models involved the non-linear form, the error distribution tends to change after adjustment to the linearized form (Foo & Hameed, 2010; Fontes, 2012).

Results of non-linear isothermal modeling revealed that the Freundlich model was better to describe Zn sorption on peat and biochar (based on the R^2 value, Table 1). The Freundlich constant (n) for all analyzed cases was less than "1", indicating favorable sorption, strong interaction, and heterogeneity of the surface. Langmuir model provided the best

fit for Zn sorption to compost (Table 1). This may suggest that the compost favored monolayer surface coverage as a dominant mechanism for the removal of Zn ions in aqueous solutions. The good fit of the Langmuir model is in accordance with the shape of the isotherms ("type L") assuming the existence of a value for q_{max} (maximum sorption), meaning the presence of a finite supply of sorption sites (see saturation plateau in Figure 1).

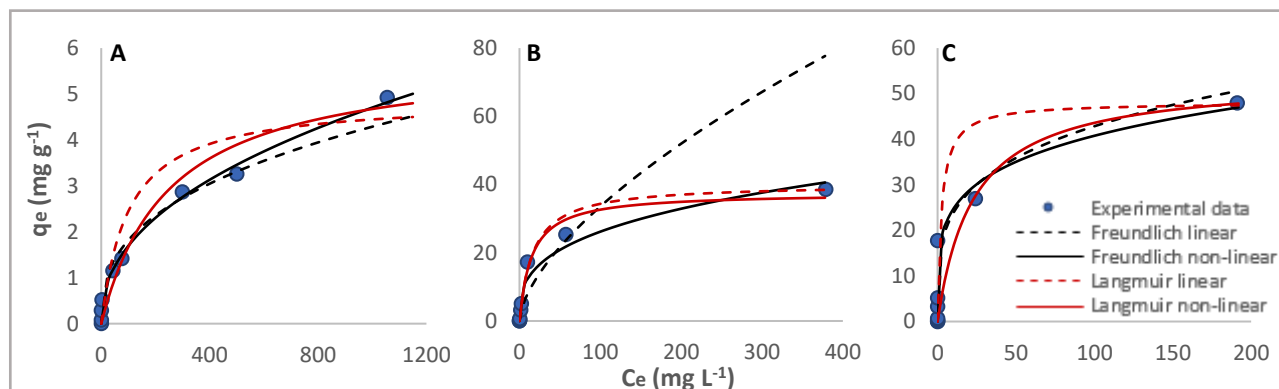


Figure 1 - Sorption isotherm models of Zn onto (A) peat, (B) compost, and (C) biochar. Lines represent model fits of experimental data and circles indicate experimental data.

The biochar showed the highest estimated sorption capacity ($q_{max} = 53.494 \text{ mg g}^{-1}$), followed by the compost (37.569 mg g^{-1}) and, finally, by peat (5.842 mg g^{-1}) (Table 1). The q_{max} values adjusted by linear and non-linear regressions were close. According to Harter (1984) the estimative of maximum sorption capacity is relevant when it reaches the saturation plateau, as was the case in this study. Otherwise, when the experimental data involve concentrations low enough that saturation is not reached, the equation can provide estimates of the maximum sorption capacity with an error of 50% or more.

Table 1 - Parameters of Freundlich and Langmuir sorption isotherm models for Zn sorption by peat, compost and biochar

Sorption isotherm		Peat	Compost	Biochar	
Freundlich	Linear	$K_F (\text{L g}^{-1})$	0.326	1.836	13.180
		n	0.373	0.631	0.256
		R^2	0.990	0.902	0.815
	Nonlinear	$K_F (\text{L g}^{-1})$	0.219	5.727	14.933
		n	0.444	0.330	0.218
		R^2	0.996	0.952	0.958
Langmuir	Linear	$q_{max} (\text{mg g}^{-1})$	4.890	40.161	48.077
		$K_L (\text{L mg}^{-1})$	0.010	0.059	0.390
		R^2	0.925	0.995	0.990
	Nonlinear	$q_{max} (\text{mg g}^{-1})$	5.842	37.569	53.494
		$K_L (\text{L mg}^{-1})$	0.004	0.066	0.044
		R^2	0.976	0.980	0.891

This study confirmed that peat, compost, and biochar could be used as low-cost alternative sorbents for immobilizing Zn in aqueous solutions. In particular, the biochar showed the highest maximum estimated sorption capacity ($q_{max} = 53.494 \text{ mg g}^{-1}$). The Freundlich and Langmuir models were efficient to describe the results of Zn sorption, resulting in high R^2 values and the adjustment of the parameters of the sorption isotherms by non-linear regressions seemed more promising than the linear adjustment. Further research is warranted to explore suitable approaches to confirm the potential of these sorbents for remediation of contaminated areas, including sorption performance in multi-elementary contamination, desorption, and remobilization.

Acknowledgments

The authors acknowledge the financial support from São Paulo Research Foundation, FAPESP (process number 2017/16961-0 and 2019/00275-6).

References

- Fontes, M.P.F. (2012). Behavior of Heavy Metals in Soils: Individual and Multiple Competitive Adsorption In: Selim, H.M. *Competitive Sorption and Transport of Heavy Metals in Soils and Geological Media*. 1ed. NY, USA: CRC Press, p.77-117.
- Foo, K.Y., Hameed, B.H. (2010). Insights into the modeling of adsorption isotherm systems. *Chemical Engineering Journal*, 156, 2-10.
- Harter, R.D. (1984). Curve-fit errors in Langmuir adsorption maxima. *Soil Science Society of America Journal*, 48(4), 749-752.
- Langmuir, D. (1997). *Aqueous Environmental Chemistry*. Prentice Hall, New Jersey. 600p.
- Mohamed, A.M.O.; Paleologos, E. K.; Rodrigues, V.G.S.; Singh, D.N. *Fundamentals of Geoenvironmental Engineering: Understanding Soil, Water, and Pollutant Interaction and Transport*. Butterworth-Heinemann, Elsevier. 688 p. 2018.



Remediação de uma Área Contaminada por Compostos Organoclorados pelo Método de Sistema Integrado (SVE+GDRS+BH)

Jaqueline Rodriguez^{1*} & Thamires do Valle¹

¹EBP Brasil, São Paulo, Brasil

*Autor correspondente: thamires.valle@ebpbrasil.com.br

Palavras-Chave: Remediação, Recirculação, Organoclorados, Contaminação

Introdução:

O *site* em avaliação é uma unidade industrial atualmente ativa e que no passado, pelo seu processo de desengraxe de peças automotivas, fazia uso de solventes clorados. Este se encontra na bacia sedimentar do Paraná, regionalmente sobre as rochas da formação Itararé, localizada na base do grupo Tubarão. Hidrogeologicamente o aquífero local é composto por duas unidades:

- Aquífero não consolidado (raso): Composto por siltes argilosos, argilas e areias argilosas, com permeabilidade na ordem de 10^{-5} cm/s; e
- Aquífero consolidado (intermediário): Composto por arenitos, com permeabilidades na ordem de 10^{-5} cm/s.

Por meio de estudos ambientais conduzidos na área (Investigação, Monitoramento, Avaliação de Risco à Saúde Humana) foi constatada a existência de contaminação por compostos organoclorados, principalmente o Percloroetileno - PCE, no solo e na água subterrânea, conforme Figura 1. Devido às concentrações desses compostos estarem superiores às CMAs estabelecidas na avaliação de Risco à Saúde Humana, viu-se a necessidade de implantação de um Sistema de Remediação com atuação nas zonas saturada e não saturada do aquífero.

- Após a avaliação de alternativas, optou-se pelo método de remediação integrado descrito a seguir e ilustrado na Figura 2. **Barreira Hidráulica (BH)**, para contenção das plumas de fase dissolvida;
- **Sistema de Recirculação de Água (GDRS)**, para atuar na redução das concentrações na água subterrânea (zona saturada); e
- **Sistema de Extração de Vapores do Solo (SVE)**, para atuar na extração dos vapores retidos no solo (zona não saturada).

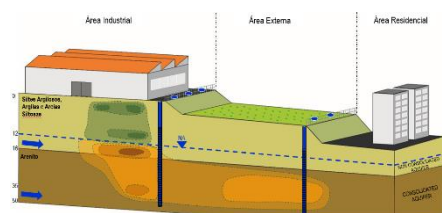


Figura 1: Modelo Conceitual Ambiental do *site*

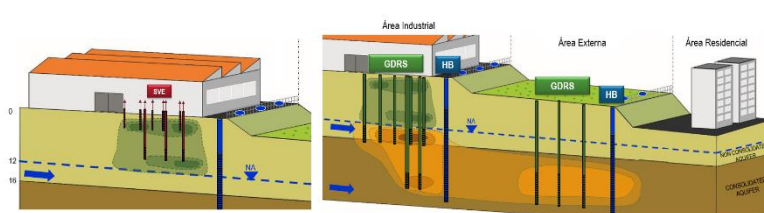


Figura 2: Sistema de Remediação Integrado (SVE+GDRS+BH)

Objetivos:

A implantação do Sistema Integrado de Remediação (BH, GDRS e SVE) visou a mitigação dos riscos de inalação de vapores em ambiente industrial fechado, o abatimento das concentrações dos compostos orgânicos de interesse presentes nas zonas saturada e não saturada e a contenção da dispersão das plumas de fase dissolvida existentes.

Resultados

Barreira Hidráulica (BH) e Sistema de Recirculação (GDRS):

A Barreira Hidráulica juntamente com o Sistema de Recirculação operou por 31 meses consecutivos, sendo o início da operação em abril de 2018. Durante o período de operação, a massa removida de compostos orgânicos de interesse

pelos sistema foi de 164 kg. Por meio das campanhas de amostragem trimestral de águas subterrâneas realizadas, verificou-se que as concentrações desses compostos diminuíram e atingiram valores inferiores às CMAs estabelecidas (em alguns casos, inferiores aos limites de quantificação laboratoriais), assim como houve considerável redução da dispersão das plumas em fase dissolvida.

A Figura 3 ilustra as plumas de Tricloroetileno (TCE) em baseline e após 10 meses de operação do sistema, esse composto foi escolhido para acompanhamento devido à sua Concentração Máxima Aceitável (CMA) ser a mais restritiva.

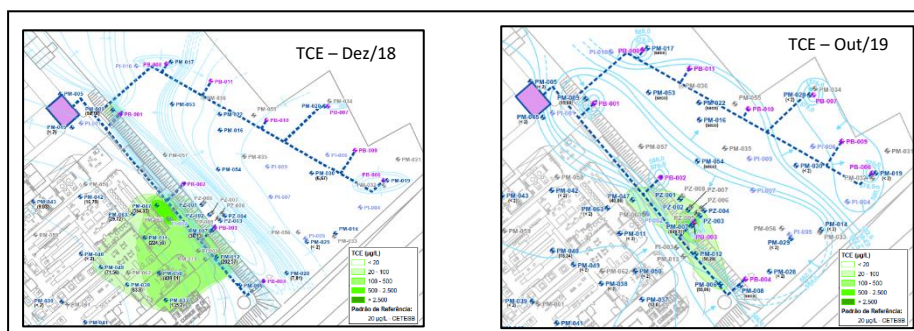


Figura 3: Comparação Plumais de TCE de dez/18 Vs out/2019

Sistema de Extração de Vapores (SVE)

O Sistema SVE entrou em operação em abril de 2018 e operou até setembro de 2020. A massa removida de compostos orgânicos de interesse pelo SVE neste período foi de 460 kg. Em janeiro de 2020, observou-se que as concentrações de VOC nos vapores do solo diminuíram consideravelmente na maioria dos pontos de controle. Contudo, alguns poços de monitoramento ainda apresentaram concentrações superiores aos padrões de referência adotados (USA EPA). Desta forma, optou-se pela continuidade da operação do Sistema SVE de forma otimizada.

Discussão:

As características hidrogeológicas da área permitiram a implantação de um Sistema Integrado de Remediação (BH, GDRS e SVE). Este Sistema Integrado operou por 31 meses, sendo removidos 624 kg de contaminantes e constatando uma considerável redução das concentrações dos compostos organoclorados na fase dissolvida (água subterrânea) e nos vapores do solo. Mesmo que as concentrações de organoclorados na água subterrânea tenham atingido as metas de remediação estabelecidas na Avaliação de Risco à Saúde Humana, ainda existem, pouco expressivos, acúmulos de vapores no solo (zona não saturada).

Conclusões Finais (Resultados):

O método de remediação integrado (BH, GDRS e SVE) se mostrou eficiente na remoção de massa de contaminantes presentes na fase dissolvida e na fase gasosa. Foram observadas reduções consideráveis das concentrações de compostos orgânicos voláteis na água subterrânea (inferiores às CMAs estabelecidas) e nos vapores do solo (valores próximos aos padrões de referência), assim como redução expressiva das extensões das plumas dissolvidas de contaminantes.

Referências:

- COMPANHIA AMBIENTAL DO ESTADO DE SÃO PAULO (CETESB) (2017). Decisão De Diretoria Nº 038/2017/C. São Paulo.
- COMPANHIA AMBIENTAL DO ESTADO DE SÃO PAULO (CETESB) (2001). Manual de Gerenciamento de Áreas Contaminadas. São Paulo.
- COMPANHIA AMBIENTAL DO ESTADO DE SÃO PAULO (CETESB) (2011). Guia Nacional de Coleta e Preservação de Amostras. São Paulo.
- COMPANHIA AMBIENTAL DO ESTADO DE SÃO PAULO (CETESB) (2016). Decisão de Diretoria nº 256/2016/E - Valores Orientadores para Solos e Águas Subterrâneas no Estado de São Paulo. São Paulo.
- U.S. ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY (USEPA) (2017). Regional Screening Levels for Chemical Contaminants at Superfund Sites.



An historical pollution in the Postiguet beach. Remediation project performed in Alicante beach

Araceli Mir^{1*}, Alejandro Pelayo¹, Maria Jesús Kaifer¹ & José María Caleyá¹

¹FCC AMBITO S.A., Madrid, Spain

*amirm@fcc.es

Keywords: Historical, Hydrocarbons, Remediation Project, Beach

Abstract

An extraordinary squall in November of 2019 uncovered an historical hydrocarbon pollution in the sand of the Postiguet beach more than forty years later since an oil pipeline was dismantled. The soil and groundwater investigation carried out shown a hydrocarbon affected area on the beach and on the seafront promenade. Soils were affected mainly in the water table oscillation zone, and the contaminated groundwater had concentrations close to presence of light non-aqueous phase liquid (LNAPL). A health human risk assessment established the target concentration in soils and groundwater, and a remediation project was developed and afterwards executed. A groundwater control draining ditch was built on the beach, near and parallel to the promenade, to contained contaminated groundwater and avoid its entry on the beach. The water pumped in the ditch and in the beach during the excavation of sands were cleaned-up in a mobile treatment unit.

An old pollution due to a fuel leakage from an old transfer pipe in the Postiguet beach reappears more than forty years later because of the effects of the Gloria storm in November of 2019. The energy of the storm altered the equilibrium of the fresh groundwater/sea water contact zone in the beach and uncovering a polluted sand area.

The works developed began with a previous historical study which allowed to identify an old fuel transfer pipe which ran along the beach, from the port to the storage area, 800m away. Nobody knew of its existence, the historic study revealed it. This fuel pipe was dismantled more than forty years ago. Some test pits carried out in the beach discovered its existence.

An investigation was raised to recognize the state of soils and groundwater in the beach and in the promenade: the contaminants and their concentration were identify, and was made the delimitation of the contamination. In the beach pits were dig out by excavator, and both in the beach and in the promenade boreholes were drilled and installed as piezometers for the survey of groundwater. Soil samples were taken at different depths in the boreholes to delimitate the soil contamination and groundwater samples to identify their quality. In addition, soil gas measurements were performed in the promenade and into security and the lifeguard building.

As is expected, the investigation finds a contamination by hydrocarbons in the soil, mainly in the water table oscillation zone and under the pipeline (0,5 m to 2,5 m). It was expected an area of 3500 m² of affected soils (2700 m² in the beach and 800 m² in the promenade). It was detected a several hydrocarbon contamination in the groundwater close to concentrations of presence of light non-aqueous phase liquid (LNAPL) as well. The fresh groundwater/sea water contact zone produced a containment effect that limited the escape of the groundwater's contamination to the sea.

Table 1. Detected contamination

Data	Soils	Groundwater
TPH Concentrations	1900 - 14000 mg/Kg	3,4 - 300 mg/l
Range of depth	0,5 - 2,5m depth	0,6 – 1,8 m depth level

The survey finished with a human health risk assessment analysis where the human activity in the beach and in the promenade was evaluated (also into the security and the lifeguard building). In the risk analyse carried out were taking into account the contaminants, their toxicological characteristics, their distribution in the sand/soils and in the groundwater, the routes of exposure and the potentials receptors.

The results of the risk assessment analysis determined a non-acceptable risk on the beach because of dermic contact by the beach users with the sand. Consequently, a remediation project was prepared in order to recuperate the beach for its daily use. Main objectives of the remediation project were digging out and properly managed contaminated sands, recovering the quality of groundwater in the beach and avoiding the mobilisation of polluted groundwater from the promenade. The target concentrations were very restrictive with the light aromatic hydrocarbons in the soils.

Table 2. Target Concentrations of remediation actions

Area	Media	Contaminant	Target value
Beach	Superficial sand	Aromatics hydrocarbons C21-35	15 mg/Kg
	Groundwater	Aliphatics hydrocarbons C8-10	0,37 mg/l
		Aliphatics hydrocarbons C10-12	0,63 mg/l
Promenade	Soil/groundwater	(Not target concentration are required)	1,4 mg/l

Therefore, the remediation project included a selective excavation of beach's sand and an important infrastructure to avoid entry of polluted groundwater on the beach. This infrastructure was designed as a groundwater control and draining ditch, built in the beach near and parallel to the promenade, in order to identify a possible LNAPL presence and to pump water for treatment. Also the groundwater from the beach area was pumped for cleaning-up as well as to allow a dry excavation of the contaminated soils. The treatment of the water was done on a mobile unit put on site, consisting in a sediment decanter, a hydrocarbon separator and an activated carbon filter.

The groundwater control draining ditch was 100 m long and 5 wells of control. A ditch of 2- 2,5m depth and 2 m width in surface (1,3m in depth) was dug and filled with gravel in the first 1 metre depth, laying a drainage tube along it, under the water depth to communicate and capture the affected ground water. On the top was filled by sand. The 5 wells allowed the control of groundwater for the recognition, sampling and access to pump. The amount of water treated in the mobile unit was 600m³ from the excavation and from the control ditch.

The excavation of the sand of the beach achieved 3900m³, which were contaminated soils mostly (3300 m³) which were arranged as non dangerous contaminated soils in an authorized dump. A volume of 600 m³ of polluted groundwater were treated during the works. At the end of the excavation, the quality of remainder soils and the groundwater were checked out. The analytical results obtained confirmed the achievement of the goals of the remediation project and a following risk assessment analysis validated them. Finally, the excavation was filled to return to the regular use of the beach.

References

- Kaifer Brasero, M.J. et al. (2004). *Guía de Investigación de la calidad del suelo*. Edited by Comunidad de Madrid.
- Kaifer Brasero, M.J. et al. (2004). *Guía de Análisis de Riesgos para la Salud Humana y los Ecosistemas*. Edited by Comunidad de Madrid.
- Kaifer Brasero, M.J. et al. (2004). *Guía de Tecnologías de recuperación de suelos contaminados*. Edited by Comunidad de Madrid.
- Comunidad de Madrid. (2011). *Instrucciones Técnicas para el Análisis de Riesgos para la Salud Humana*.
- Consejería de Agricultura, Ganadería, Pesca y Desarrollo sostenible de la Junta de Andalucía. (2019). *Guía de evaluación de riesgos para la salud humana en suelos potencialmente contaminados*.

REABILITAÇÃO
REHABILITATION



Brownfield Revitalization and Future Value Increase with a High-Resolution Site Characterization Approach

Mateus Knabach Evald^{1*}, Herbert Amorim¹ & Vitor Luiz Pereira¹

¹ Finkler Ambiental, Vinhedo, São Paulo, Brasil

*Corresponding author: mateus.evald@finkler.eng.br

Keywords: Brownfields, Rehabilitation, HRSC, Value Increase

Abstract

This study shows the reevaluation process of a hydrocarbon-contaminated area. The site was a fuel storage and distribution base and has been investigated since the beginning of 2000. Various remediation techniques were not completely effective in the area as the main problem was the reoccurrence of contamination in areas that were previously considered as cleaned. The area is inactive and future plans include the change of main use for the area to become a residential area in the future years. The main problem with the site is the uncertainty of the real extent of the contamination and the loss of value due to that fact. In order to re-evaluate the current scenario and to delimit the reminiscent contamination, a High-Resolution Site Characterization Approach was suggested and adopted by the stakeholders.

The chosen systems for the area were the Membrane Interface Probe (MIP) and the Optical Image Profiler (OIP), both including Electrical Conductivity (EC) and Hydraulic Profiler (HPT) sensors (Christy et al., 1994; McCall et al., 2014; McCall et al., 2018). A total of 75 MiHPT logs were performed in the area as well as 20 OiHPT. The OIP logs were distributed accordingly to the spatial distribution of free phase product while the MIP logs were located close to monitoring wells with a known high concentration of dissolved compounds of interest. The HPT and EC data were used to assess the stratigraphic characteristics of the geological formation in the area. After the analysis of the data acquired with the MiHPT and OiHPT system, 90 soil samples were collected in key areas to quantify the signals found by the two systems. To assess the dissolved phase 67 water samples were collected in selected monitoring wells and to complete the investigation 32 vapor monitoring wells were placed in high priority areas of the site to assess vapor intrusion.

The appropriate data density and relevance were achieved with the use of an HRSC investigation strategy with the use of the OIP and MIP systems. The use of the HPT sensor allowed the classification of preferential flow paths in the lithology and it identified a 1.5-meter-thick sandy layer in between two less permeable silty-clay facies that confined the compounds and provided a flow zone for horizontal mobility of the contamination as shown in picture 1 below.

The MIP logs were used as guidance for locations with a known high concentration of dissolved phase contamination and at the same time as a guideline for false-positive results that might appear in the OIP system, for example, mineral fluorescence that is not due to the presence of hydrocarbons. The results from the MIP system indicated medium readings for dissolved compounds in the two locations where they were located and helped to confirm a false-positive zone in the OIP logs. The OIP logs allowed the identification of free-phase product within the sandy layer and allowed the vertical and horizontal delimitation of the contamination plume. The newly calculated value for soil removal to deal with the majority of the source zones was 62% smaller than previously known and estimated, the areas where the plumes were mapped are shown in pictures 2 and 3.

The human health risk assessment was robust and pointed specific priority areas for remediation activities and areas where only monitoring was necessary since with the removal of the source zone as a viable possibility the monitoring of natural depletion was sufficient to eradicate the risk to human health. As a result of a robust characterization approach the value of the site, which had lost 66% of its original value, was back to its original valuation. The recovery of the value was only possible through technical and legal security in the investigation data and the analytical approach.

The HRSC approach for complex sites proved valuable since it provided much-needed information about lithology and the current state of storage or flow of the compounds of interest in the area. An overall cost reduction, increased remediation efficiency, and technical and legal confidence is only achieved when relevant and density appropriate data

is available and well interpreted (Souto et al., 2020b, 2020a; Suthersan et al., 2015). This can be accomplished with the selection of the correct tools, in this case, the combined use of the MIP and OIP systems, and global understanding of the behavior of the contamination in interaction with the geological features in a determined site.

Brownfields are known to be complex areas and very difficult to characterize due to a lack of information about past hazardous activities. However, the correct investigation approach will deliver specific results in a shorter period and in a more dynamic and robust way, decreasing uncertainty and providing precise and solid data for all stakeholders involved in the decision making for a given site.



Picture 1: Areas with higher readings from the PID sensor of the MiHPT system identified source zones of hydrocarbon contamination and its correct extension.

References:

- Christy, C. D., Christy, T. M., & Wittig, V. (1994). *a Percussion Probing Tool for the Direct Sensing of Soil Conductivity* (p. 16).
- McCall, W., Christy, T. M., Pipp, D. A., Jaster, B., White, J., Goodrich, J., Fontana, J., & Doxtader, S. (2018). Evaluation and application of the optical image profiler (OIP) a direct push probe for photo-logging UV-induced fluorescence of petroleum hydrocarbons. *Environmental Earth Sciences*, 77(10), 1–15. <https://doi.org/10.1007/s12665-018-7442-2>
- Mccall, W., Christy, T. M., Pipp, D., Terkelsen, M., Christensen, A., Weber, K., & Engelsen, P. (2014). Field Application of the Combined Membrane-Interface Probe and Hydraulic Profiling Tool (MiHpt). *Groundwater Monitoring and Remediation*, 34(2), 85–95. <https://doi.org/10.1111/gwmr.12051>
- Souto, S., Malta-Oliveira, C., Chaves, C., Evald, M. K., Varela, G., Saturnino, M., & Corredori, A. C. (2020a). Brownfield Revitalization and Future Value Increase with a High-Resolution Site Characterization Approach. *RemTech Expo 2020 Speeches*. <http://2020.remtechexpo.com/index.php/en/description/general-description/remtech-europe/speeches-2020>
- Souto, S., Malta-Oliveira, C., Chaves, C., Evald, M. K., Varela, G., Saturnino, M., & Corredori, A. C. (2020b). Complete Redefinition of Conceptual Site Model based on a High-Resolution Site Characterization Approach – A Case study of a High-Risk Site Contaminated by Chlorinated Compounds. *RemTech Expo 2020 Speeches*. <http://2020.remtechexpo.com/index.php/en/description/general-description/remtech-europe/speeches-2020>
- Suthersan, S., Quinnan, J., & Welty, N. (2015). The New ROI: Return on Investigations by Utilizing Smart Characterization Methods. *Groundwater Monitoring and Remediation*, 35(3), 25–33. <https://doi.org/10.1111/gwmr.12118>



Integrated Management Strategy for Usina Presidente Vargas (UPV) MegaSite

José Carlos Rocha Gouvêa Júnior^{1,2}

¹Companhia Siderúrgica Nacional, Rodovia Lúcio Meira, Km 5001, s/n, Volta Redonda, Rio de Janeiro, Brazil.

²NICOLE Latin America – Vice President, São Paulo - SP, Brazil.

jose.gouvea@csn.com.br

Palavras-Chave: MegaSites, Contaminated Land Management, Complex Sites, Integrated Management Strategy

Introduction

In Europe, seaports, chemical industry complexes, metal mining areas, military complexes that are installed in large areas and regions, are referred as MegaSites. In these areas, soil, groundwater and surface water are usually contaminated with a wide variety of pollutants.

The traditional remediation approach is often impossible on short terms, because of the nature and extent of the pollution. Consequently, the pollution will remain a risk factor for humans and ecosystems and will limit free use of resources use such as surface and groundwater.

For this reason, the European Union founded the WELCOME-project (acronym for Water, Environment and Landscape management at Contaminated MegaSites) to develop an Integrated Management Strategy for MegaSites IMS (2018). From January 2002 until December 2004, the WELCOME IMS was developed in the chemical industrial area in the German city of Bitterfeld Weiss et al. (2006); the chemical plant in the Polish city of Tarnowskie Góry, and the heavily industrialized harbors of Rotterdam Marsman (2015) and Antwerp. These MegaSites have complexities related to site conditions, contaminant characteristics, organizations involved, regulatory aspects and considerable costs. These case studies are examples of the application of IMS in the stepwise approach to establish integrated risk-based management plans for contaminated MegaSites IMS (2018).

In this work, IMS is applied to the management of the Usina Presidente Vargas (UPV) MegaSite, in Volta Redonda (RJ). The contamination situation at the UPV MegaSite is related to the activities in this industrial complex area, which began in 1943. The major contaminants are polyaromatic hydrocarbons (PAH) and metals, which can be found in adsorbed phase in soil, free and dissolved phase in groundwater.

It is important that IMS comply with national CONAMA (2009) or local environmental regulations related to contaminated land and groundwater.

Objective

The objective of these studies was to distinguish the areas of the MegaSite with the highest risk and set up priorities for the level of risk reduction, degree of decontamination and consequently, related investments on the basis of risk assessment for the area. In addition, the studies also aimed to show the applicability of these IMS in Brazil to the Usina Presidente Vargas area.

Methodology

The methodology to apply risk-based management at the UPV Megacite consists to follow the stepwise sequence based on IMS-manual (IMS, 2018)

1. Identify site challenges within the context of the CSM;
2. Identify the data gaps in the CSM;
3. Elaborate a working plan to solve these gaps and to identify distribution, absorption & path disruptors for pollutants;
4. Modelling to reduce risk by identifying non-acceptable pollutants for action and offers substantial cost reductions;
5. Refine CSM;
6. Set or revisit site objectives;
7. Develop interim objectives and adaptive remedial strategy;
8. Develop IMS: Building a Megacite Management Plan, Monitoring Programme, Review Plan;

Results

Based on this information the MegaSite has been divided into clusters. For each cluster long-term risk reduction targets have been defined, and a cost-efficiency analysis has been performed to determine and select the Preferred RMS.

The results expected are the elaboration of the following plans:

- 1) Classification of all on-site areas of concern, according to their priority for remedial action considering the sensitive receptors and potential for migration;
- 2) Elaboration of an investigation plan/ monitoring programme for the different areas of concern, ranked according to urgency;
- 3) Definition of the limits and contours of a buffer zone (i.e., the area near the site boundary with a potential for off-site migration) using mathematical modelling;

Conclusion

MegaSites are characterized not only for their large extension, but also for the technical complexity related to their geological conditions, diversity of industrial process developed, variety of pollutants, regulatory aspects and elevated costs estimated for rehabilitation. In this context, traditional approaches for remediation couldn't be applied for short term and the best worldwide practices, includes the adoption of a global remediation strategy, based on a long term, step wise, approach management program, like IMS. The case studies evaluated in this work and compared with the UPV MegaSite show the feasibility of applying IMS in Brazil to have an effective MegaSite Management Plan, Monitoring Program and Review Plan.

Next Steps

The next steps to be planned and implemented are:

1. Develop a long-term management plan;
2. Design and implement remedy;
3. Monitor and evaluate performance;
4. Apply decision criteria to adjust, optimize, or reevaluate the remedy.

References

- IMS. (2018). Integrated Management Strategy. Accessed at: 01, 19 2021. RL: <https://publicwiki.deltares.nl/display/IMSW/The+Welcome+Project>.
- ITRC. (2018). Interstate Technology & Regulatory Council. Remediation Management of Complex Sites. Accessed at: 01, 19 2021. URL: <https://rmcs-1.itrcweb.org/>
- Marsman A. (2015) Soil & Water Pollution: Forecasting Impact. Accessed at: 01, 19 2021. URL: <http://chinawaterrisk.org/opinions/s-oil-water-pollution-forecasting-impact/>
- Weiss H.; Daus B.; Heidrich s.; Kaschl A.; Schirmer M.; Wycisk P.; Grossmann J.; Keil Martin. (2006). *Management Options for Regionally Contaminated Aquifers: a case study at Bitterfeld, Germany. Soil and Water Pollution Monitoring, Protection and Remediation*. 3-23.vol 69. Nato Science Series. Dordrech. pp 579-589.

Reabilitação de área industrial contaminada por aplicação de diferentes técnicas de remediação ambiental

Rodrigo Coelho^{1*} & Rubens Spina^{1*}

¹ EBP BRASIL, São Paulo (SP), Brasil

*Autor correspondente: Rodrigo.Coelho@ebpbrasil.com.br

Palavras-Chave: Reabilitação, Remediação.

Resumo

No ano 2000, a EBP Brasil, ainda como Geoklock, foi contratada para implantar medidas de remediação em uma fábrica de autopeças, em operação desde 1973, e que fez uso de solventes clorados. A primeira etapa da remediação foi a remoção e destinação adequada dos sedimentos de borra de óleo que formavam duas lagoas de tratamento. Em seguida, foram desenvolvidos estudos ambientais, tanto na área interna como na área externa da unidade, identificando que duas antigas lagoas e um tanque de solventes clorados haviam provocado a contaminação das águas subterrâneas.

Utilizando ferramentas de avaliação de risco à saúde humana, foram definidas as Concentrações Máximas Aceitáveis (CMAs) de compostos organoclorados nas águas subterrâneas. Esses valores foram definidos para propiciar níveis seguros para a inalação de vapores em ambientes fechados, considerando o uso industrial da propriedade. Os valores das CMAs foram calculados conforme preconiza a Companhia Ambiental do Estado de São Paulo (Cetesb), órgão responsável por controlar, fiscalizar, monitorar e licenciar atividades geradoras de poluição. Para os cálculos foram desenvolvidas planilhas próprias seguindo critérios técnicos e procedimentos para gerenciamento definidos pelo órgão.

Identificadas as áreas fonte e as respectivas Concentrações Máximas Aceitáveis (CMAs) calculadas conforme procedimento CETESB, foi elaborado um Plano de Intervenção para a área. O Sistema Integrado de remediação (**Figura 1**) foi dimensionado de acordo com as características físicas da área e comportamento do principal composto de interesse, o Tetracloroetano (PCE) e seus produtos de degradação, principalmente o cloreto de vinila.

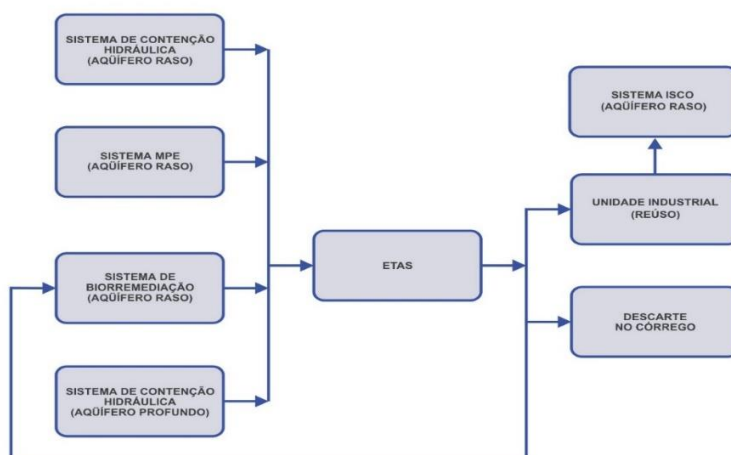


Figura 1 – Fluxograma do sistema integrado de remediação

- **Sistema de Biorremediação:** atuou na degradação do PCE e seus subprodutos para compostos não clorados, os quais não ofereciam riscos à saúde humana. Este sistema consistiu na formação de uma zona anaeróbia através da injeção de nutrientes (solução de melado de cana de açúcar) com objetivo de degradar o PCE e o seu subproduto imediato (tricloroetano), seguida de uma zona aeróbia criada por meio da injeção de ar no aquífero (*air-sparging*), com o objetivo de degradar os produtos de degradação mais leves (dicloroetano e cloreto de vinila) (**Figura 2**).

- **Sistema de Extração Multifásica (MPE):** atuou no aquífero raso da área central de produção, a fim de reduzir as concentrações dos organoclorados do centro de massa, por meio da extração de água subterrânea contaminada e gases contendo vapores de solventes clorados (**Figura 3**).

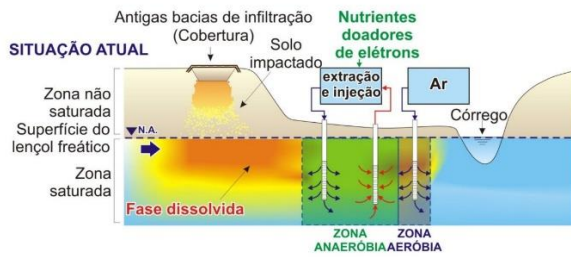


Figura 2 – Esquema simplificado do sistema de biorremediação

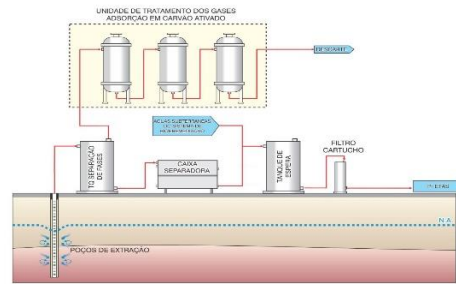


Figura 3 - Esquema simplificado do sistema de extração multifásica

- **Sistema de Contenção Hidráulica:** instalado na área externa, a jusante da área industrial, composto por um total de 24 poços de bombeamento rasos e profundos, para conter o aporte de contaminantes para o córrego existente na área, e promover a remediação da zona saturada (**Figura 4**).
- **Sistema de Oxidação In Situ (ISCO):** atuou na antiga Área de Desengraxe para oxidação dos compostos organoclorados remanescentes do centro de massa da pluma. Essa degradação foi realizada por uma dosagem de *blend* dos agentes oxidantes persulfato de sódio e peróxido de hidrogênio no aquífero (**Figura 5**).

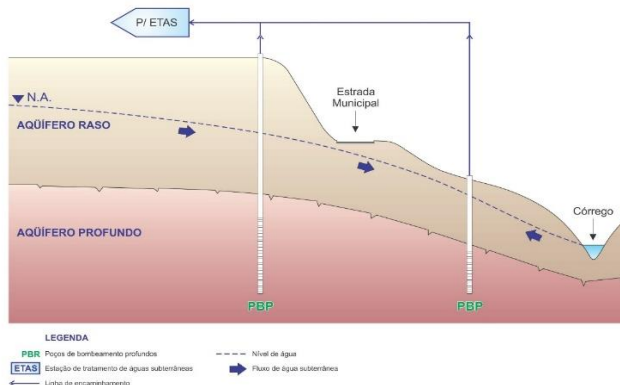


Figura 4 – Esquema ilustrativo simplificado da contenção hidráulica

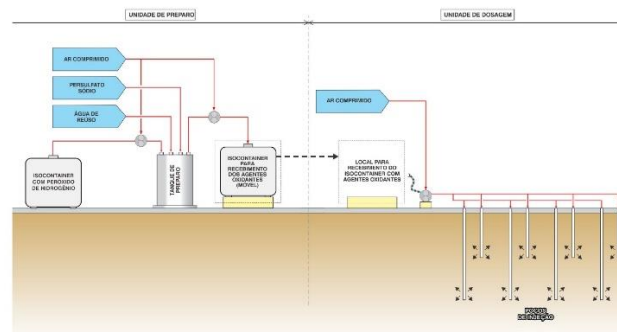


Figura 5 – Fluxograma do simplificado de oxidação in situ

- **Estação de Tratamento de Água Subterrânea (ETAS):** atuou no tratamento das águas subterrâneas extraídas pelo sistema integrado de remediação. As águas tratadas nessa unidade atendiam ao padrão de qualidade necessário para o reúso dessas águas no processo industrial da unidade.

Para avaliação da eficiência do Sistema Integrado de Remediação e acompanhamento da redução dos contaminantes até as CMAs estabelecidas foram realizadas campanhas semestrais de monitoramento analítico das águas subterrâneas e superficiais desde o início da operação do sistema, em 2006. Este monitoramento permitiu confirmar que todas as CMAs definidas em projeto foram atingidas. As concentrações remanescentes dos compostos de interesse apresentaram tendência de redução indicando processos de atenuação natural pós remediação.

Após o atingimento das metas o monitoramento foi otimizado, restringindo-se a poços de conformidade e ao córrego existente na área. Esse monitoramento, realizado entre 2014 e 2016 confirmou o atingimento das metas de remediação.

Diante do cenário identificado, a Cetesb, órgão de controle ambiental do Estado de São Paulo, emitiu em 2016 um Parecer Técnico favorável à reabilitação da área. Nele, solicitou a manutenção, em caráter preventivo, de um programa de monitoramento anual contemplando os poços localizados nas áreas externas e os pontos de água superficial. Em 2017, foi emitido o Termo de Reabilitação definitivo, que tornou a área oficialmente reabilitada para uso declarado (industrial).



Reshaping Lisbon Waterfront Through Sustainable Urban Development

Carlos Costa^{1*}, Daniel Vendas¹ & Erika von Zuben²

¹eGiamb - Consultoria Geoambiental, Lda., Caparica, Portugal

²AECASAS, Lisboa, Portugal

*Autor correspondente: Carlos.costa@egiamb.pt

Key words: brownfield, contaminated soil, remediation

Introduction

The Lisbon waterfront between the historical city center, rebuilt after the major earthquake of 1755, and “Parque das Nações”, the city’s newest major business and leisure district, that had been forgotten in the last two decades, is now undergoing extensive requalification through two major urban development projects located in two of the oldest industrial areas in the Portuguese capital, Matinha and Braço de Prata, both in the parish of Marvila, which will transform this part of the city into an area of excellence for living, working and visit.

Matinha case study

The former industrial area of Matinha (approximately 20 hectares) is nowadays the object of the biggest decontamination operation in Lisbon, before it will give a new life to one of the largest real estate projects in Portugal, with the construction of 2,000 new homes planned, as well as various infrastructures dedicated to leisure and services, with a total of 260,000m². As to *Prata Riverside Village*, it is the only project in Portugal signed by the Pritzker Prize winner, Renzo Piano. The whole project, featuring about 128,000m² of construction space, is set to be fully completed by 2023.

The contamination generated at Matinha by several industrial units related with gasworks is differentiated (both inorganic and organic) and complex, reflecting an intense use over more than 50 years (since the decade of 1940 till the end of the 20th century), which gave the territory the characteristics of a *brownfield*, i.e., a land that is unable to regenerate on its own, requiring human intervention. Of what exists, after decommissioning followed by extensive demolition during the first decade of the 21st century, only three gasometers will be kept, to preserve the industrial memory of site. For the soil cleaning process, the first decontamination phase (approximately 9 hectares), started in August 2020, and will be worth more than 3.2 million euros, a value that, notwithstanding, represents a very small part of the plan as a whole.

The contaminated areas (ca. 25,000m²) were divided in 10 sectors, according with the historical activities. The variety of contaminants (heavy metals, TPH, PAH, BTEX and COVH) that occur simultaneously in the same soils, makes any remediation technology in situ or on site, of complex applicability, so the solution adopted for soil decontamination was removal and selection of final destination according with hazardous substances content. The excavated soils, corresponding to ca. 20,000m³, are placed on temporary storage platforms of about 300m³, for the assessment of hazardous substances content. Two technologies were privileged: transportation to an Integrated Center for the Treatment and Disposal of Hazardous Industrial Waste (for those classified has hazardous) and co-processing in cement plant (for the non-hazardous) as an alternative to the deposition in landfill.

Braço de Prata case study

The former military industry of Braço de Prata, south of Matinha, has its origins in a number of ammunition depots, pyrotechnic workshops and armament repair facilities established between 1850 and 1887. The *Fábrica de Braço de Prata* (FBP) itself dates back to a royal decree of 1902. Among various types of weaponry produced during the 20th century, including for World War II, it supplied the Portuguese colonial army with the famous G3. After closure in the last decade of the 20th century the dismantling of this industrial complex led to changes in the morphology resulting from the removal of contaminated soils and the deposition of soils of external origin.

More recently, excavation works for the buildings foundations detected remnant contamination, namely halogenated compounds including trichloroethylene (TCE) and heavy metals, like mercury (Hg). TCE exceedances occur at the most superficial levels of sampling and are probably related to the deposition of landfill materials used for terrain modeling,

while Hg exceedances occur at the deepest sampling levels and were originated from the previous activity developed at the site. The contaminated soils to be removed for the implantation of the underground floors will be sent to an appropriate final destination according to their characteristics of danger and admissibility in landfills, but preferably valued as secondary raw material for the production of cement.

Conclusions

The conceptual decontamination models developed for the Matinha and Braço de Prata sites allowed the design of remediation strategies capable of providing risk reduction for future users, taking into account important criteria such as disturbance of neighbors, impacts on air quality, effluent generation, migration of contaminants, waste generation, use of non-renewable energy (fuel), cost of operation and maintenance, jobs generated, risks for workers and the surrounding community, reuse of the area, use of local labor and materials, interest of stakeholders, among others.

Sustainable remediation seeks for minimizing impacts of construction in human health and the environment. To accomplish this aim it is important, at least to possible extent, to develop an approach that result in the reuse or recycling of contaminated soil or other undesirable materials and therefore minimize energy consumption of other natural resources [1].

Co-processing of contaminated soil in cement plants, in particular, has many advantages in terms of sustainable remediation, namely [2]: (a) Provision of a waste recovery service through its integration in the cement production process, without the need for investments in new infrastructures, unlike other dedicated energy recovery solutions; (b) Reduction of the amount of contaminated soil sent to landfill; (c) Increased recycling levels, ensuring a solution for materials with no recycling potential and total recovery of the mineral fraction; (d) Reduction of the extraction of natural resources.

Acknowledgements

The authors would like to thank VIC Properties for the information provided.

References

- (1) SURF (2009). Integrating sustainable principles, practices, and metrics into remediation projects. Remediation Journal, v.19, pp 5 - 114, The Sustainable Remediation Forum.
- (2) 3DRIVERS (2018). 13 Years of Co-processing in Portugal – Assessment of the Contributions of Waste Co-processing in Cement Plants to the Socioeconomic and Environmental Development of Portugal. Promoter AVE – Gestão Ambiental e Valorização Energética SA. 3DRIVERS - ENGENHARIA, INOVAÇÃO E AMBIENTE LDA. 27 December 2018.



Avaliação preliminar do risco de contaminação de solos por actividade industrial em áreas urbanas

Graça Brito^{1*}, Paulo Sá Caetano¹, André Sanches¹, Cláudia Pinto², José Canêdo², Pedro Desidério², Andrei Spiridon³ & Sofia Santos³

¹ GeoBioTec – Pólo FCT NOVA, Monte Caparica, Portugal

² Câmara Municipal de Lisboa, Portugal

³ FCT NOVA, Monte Caparica, Portugal

*Autor correspondente: mgb@fct.unl.pt

Palavras-Chave: Contaminação de solos, avaliação de risco, actividade industrial, áreas urbanas.

Introdução

Em Portugal ainda não existe uma inventariação rigorosa do estado de contaminação de solos e de águas subterrâneas, ainda que estejam identificados, como prioritários, no âmbito do Plano Nacional de Ação, Ambiente e Saúde (PNAAS), alguns locais com previsíveis e sérios problemas de poluição e contaminação. Por outro lado, a identificação de locais contaminados por actividades industriais em meio urbano-industrial é um procedimento de avaliação do estado ambiental dos terrenos imprescindível em processos de ordenamento e planeamento territorial. Neste trabalho propõe-se uma metodologia, desenvolvida em ambiente de sistema de informação geográfica (SIG), para a identificação, numa fase preliminar de diagnóstico, de locais em meio urbano-industrial, potencialmente contaminados devido ao seu histórico de actividade económica e características do meio geológico onde se inserem.

Metodologia

Numa fase preliminar de diagnóstico, a metodologia proposta para a avaliação do risco de contaminação de terrenos (solos e águas subterrâneas), em meio urbano ou industrial, tem por base a classificação dos locais previsivelmente contaminados devido às operações das actividades económicas (AE) potencialmente produtoras de resíduos perigosos, e a sensibilidade, ou exposição, do meio recetor a essa possível contaminação. De uma forma genérica, é considerada a existência de risco se ocorrerem, em simultâneo, os seguintes elementos base do modelo de risco sugerido por Petts *et al* (1997): a fonte (ou origem da contaminação); o trajeto (ou meio transmissor da contaminação); o alvo (ou recetores expostos à contaminação). Assim, consideram-se como fonte de contaminação os locais onde possam ter sido manuseados, armazenados ou produzidos resíduos perigosos, ou com características de perigosidade, no decorrer da actividade desenvolvida (atual ou histórica); como trajeto, o meio geológico/litológico, traduzido pela permeabilidade das unidades litológicas; como alvo, o terreno (solos, substrato rochoso e águas subterrâneas) afetado por exposição direta à contaminação e, como recetores secundários, os seres humanos, designadamente trabalhadores de construção e actividade comercial e os residentes.

Avaliação dos locais potencialmente contaminantes (fontes)

Nesta etapa da metodologia, os locais inventariados são analisados com base na actividade descrita pela classificação de actividade económica (CAE). Com base nesta descrição da CAE, são identificados os resíduos potencialmente produzidos através do guia europeu para a classificação de resíduos (EWC, 2010), e é avaliada a sua tipologia e perigosidade, segundo a Lista Europeia de Resíduos (LER, 2014). Após identificados e contabilizados os resíduos perigosos potencialmente produzidos pela actividade, é atribuído a cada local um valor de perigosidade potencial (**índice PP**), definido com base na proporção de resíduos perigosos no total de resíduos potencialmente produzidos pela actividade (Quadro 1). Os locais com actividades industriais que não originam resíduos perigosos são classificados com o índice PP = 0, correspondendo a locais que não apresentam perigosidade e, como tal, não serão objeto de avaliação. Dado que a perigosidade de um local não depende apenas das características de perigosidade das substâncias produzidas durante a sua actividade, cada local é ainda avaliado por parâmetros complementares, que traduzam, de forma expedita, o potencial de contaminação do local, considerando, além da perigosidade dos resíduos: o seu estado de conservação/precariedade ambiental, ou seja, se a actividade está encerrada ou noutra situação - **índice EA**; se o local possui depósitos enterrados, de combustíveis ou de outros resíduos - **índice Dp**; a sustentabilidade dos processos produtivos, com base na data de licenciamento da actividade - **índice LA**; a área de implantação da actividade, que se considera proporcional à capacidade de produção e/ou armazenamento de resíduos - **índice A**. A atribuição de graus, ou de classes de perigosidade (CP), aos locais potenciais fontes de contaminação, resulta do somatório dos valores de índice definidos para os critérios de avaliação considerados: índices **PP, EA, Dp, LA e A**.

Quadro 1. Índices de Perigosidade Potencial (PP) com base na proporção de resíduos classificados como perigosos, segundo a Lista Europeia de Resíduos (LER).

Critério de avaliação	Proporção de resíduos perigosos (%)	Perigosidade Potencial (PP)	Índice PP
Potencial de contaminação	0	Não perigosa	0
	[1; 19]	Reduzida	1
	[20; 39]	Moderada-baixa	2
	[40; 59]	Moderada	3
	[60; 79]	Moderada - elevada	4
	[80; 100]	Elevada	5
	Sem informação		

As classes de perigosidade (CP), abrangendo uma gama de valores entre 0 e 11, são reclassificadas em 4 classes: CP=0, se o somatório dos valores de índice = 0; CP=1, se = [1;2]; CP=2, se = [3;4]; CP=3, se >5. Os locais classificados com CP = 1; 2 ou 3, são tidos como sendo potenciais fontes de contaminação, a considerar no modelo de risco.

Elaboração da carta de risco de contaminação, função da distância às fontes potenciais de contaminação e da vulnerabilidade do meio geológico

A metodologia SIG proposta para a elaboração da carta de risco potencial de contaminação dos terrenos na vizinhança de um local potencialmente contaminado, consiste na interseção de um mapa de fontes potenciais de contaminação classificadas em classes de perigosidade (CP= 1 a 3) com a informação geológica disponível, classificada em classes de suscetibilidade geológica (3 – elevada; 2 – moderada; 1 – baixa), e afectada por intervalos de distância às fontes de contaminação. A atribuição de suscetibilidade geológica com intervalos de distância a uma fonte de contaminação, pretende traduzir a vulnerabilidade do meio a uma potencial fonte de contaminação, que será menor, quanto maior for a distância à fonte e nula para distâncias superiores à distância máxima de influência da fonte de contaminação. Para este efeito, considera-se que a distância máxima de exposição (ou de influência) de uma fonte, relativamente à sua vizinhança, depende da suscetibilidade do meio geológico e da magnitude da fonte (classe de perigosidade atribuída à fonte). Assim, dado que se trata de um modelo a aplicar sobre um meio urbano edificado e, conseqüentemente, com um substrato heterogéneo (solos urbanos, naturais e antrópicos), consideraram-se as seguintes distâncias de exposição (ou distâncias máximas de influência das fontes), que se apresentam no Quadro 2. A aplicação da metodologia resulta numa carta de risco de contaminação dos solos, categorizada em três classes de risco (reduzido, moderado e elevado).

Quadro 2 – Distâncias máximas de exposição a uma fonte de contaminação

Distancia máxima de exposição (m)		Classe Perigosidade da fonte (CP)		
		Elevada	moderada	reduzida
Classe de suscetibilidade do meio geológico		3	2	1
Elevada (E)	3	90	60	30
Moderada (M)	2	60	40	20
Baixa (B)	1	30	20	10

Conclusões

A existência de solos que estiveram em contacto (intenso e/ou prolongado) com substâncias perigosas pode levar a que, antes de qualquer intervenção no terreno, seja necessário proceder a uma avaliação do estado de qualidade ambiental dos solos no local a intervir, com vista a adotar medidas adequadas à prevenção e/ou de mitigação do risco associado à exposição a essas mesmas substâncias. A metodologia proposta permite a produção de cartografia a incluir nos Instrumentos de Gestão Territorial e constitui uma importante ferramenta de apoio à decisão.

Agradecimentos

Este trabalho foi desenvolvido no âmbito do projeto GeoBioTec (UIDB/04035/2020). A. Sanches agradece à Fundação para a Ciência e Tecnologia (FCT), Portugal, a bolsa SFRH/BD/117613/2016.

Referências

ECW (2010). *Guidance on classification of waste according to EWC-Stat categories*. EUROSTAT commission of the European communities, v2, December 2010, 82 p.

LER (2014). *Lista Europeia de Resíduos*. Jornal oficial da união europeia, 30 de dezembro de 2014, 43 p.

Petts, J., Cairney, T. & Smith, M., (1997). *Risk-Based Contaminated Land Investigation and Assessment*. John Wiley & Sons, New York, 334 p.



Contamination generated by old dumps. A tannery waste landfill case study

João Brissos^{1*}, Carlos Costa¹ & Daniel Vendas¹

¹eGiamb - Consultoria Geoambiental, Lda., Caparica, Portugal

*Corresponding author: joao.brissos@egiamb.pt

Key words: waste, landfill, soil, groundwater.

Introduction

In the early 1980s, a waste dump was installed in the north of Portugal to receive waste from the leather footwear industry's manufacturing process. At the time, the infrastructure did not have any kind of impermeabilization membrane at its base, or drainage networks for the produced leachate and for the gases emitted during the natural degradation process of the deposited waste. As of 1997, Portugal published waste management directives and established a time limit for the closure of existing dumps in the country. At the end of the 20th century, the infrastructure was upgraded in order to eliminate the above mentioned structural deficiencies.

The goal of this paper is to address the problem of deactivated waste dumps in Portugal, taking into account that there was no application of mitigating measures to reduce the impacts caused in the underground environment by the degradation of these infrastructures.

In the present case study, there were complaints from the neighbouring residential areas, located at lower elevations than the facility, which rely on surface and groundwater resources for domestic use, including irrigation and own consumption, through groundwater wells and springs.

Materials and methods

In 2018, an environmental diagnose was carried out considering the chemical characteristics of the waste deposited in the area (mostly from the tanning industry) and are thus enriched in elements such as arsenic and chromium. The conducted investigation included the execution of geophysical surveys (**Figure 1**) to assess the state of saturation of the landfill, boreholes for soil sampling, installation of groundwater monitoring wells, as well as sampling of groundwater, leachate and surface water in water bodies located in the surrounding area.

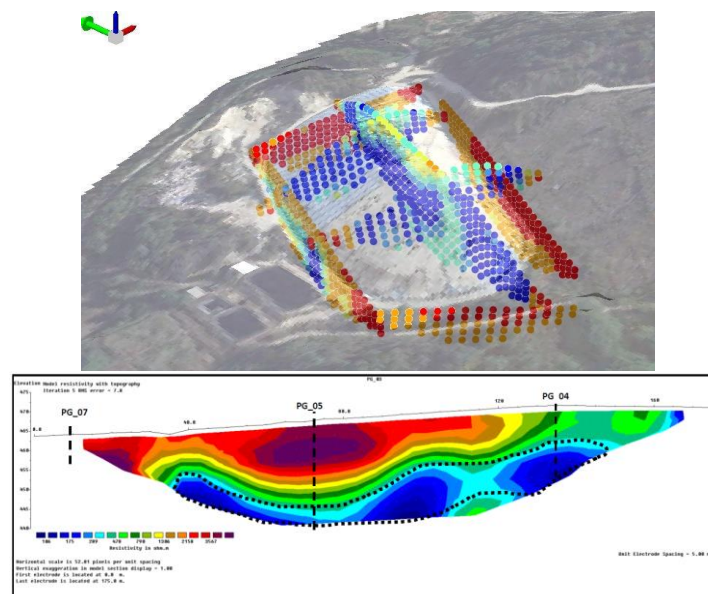


Figure 1 – Geophysical survey: a) 3D electrical resistivity model; b) electrical resistivity section.

Results

The results of the geotechnical field survey showed signs indicating potential slope failure in several of the infrastructure bodies and associated retaining basins. The results of the geophysical survey indicated a high degree of saturation inside the waste landfill (leachate) as a result of direct infiltration of rainwater and surface runoff. Due to the high water table and poor impermeabilization control measures, it was found that under the base of the landfill, a preferential pathway for leachate to join with the groundwater and flow freely downstream, away from the site was forming.

Based on the analytical results of soil and groundwater samples, it is possible to establish a correlation between the deposition of tannery waste and the presence of contaminants of concern in soils, surface water and groundwater, particularly downstream from the landfill.

The influence of contamination is particularly noticeable in surface water samples collected in neighbouring areas that have concentrations above local reference values, and it can be concluded that the contamination from the landfill affects wide areas away from the site.

Finally, the raw leachate produced at the landfill does not comply with the requirements for the discharge of wastewater contained in the Portuguese legislation currently active.

Conclusions

The tannery wastes currently deposited in the landfill are deteriorating the environmental state of the area and its surroundings, as proven by evidence of soil, groundwater and surface water contamination.

Two remediation solutions were listed in terms of comparative technical-economic analysis:

- Scenario 1: Maintenance of infrastructure: It will imply the need to promote a set of corrective measures and to control and monitor the various environmental factors, with the application of hydraulic barriers, for example, a period of not less than 30 years is estimated.
- Scenario 2: Removal of the deposited waste: It guarantees the rehabilitation of the affected land and will represent a clear benefit for the environment in local terms; an investment of 20 million euros is estimated for removal and proper destination.



Soil Recovery Facilities: How Inert Is Inert?

Carlos Costa^{1*}, Daniel Vendas¹ & Paulo Sá Caetano²

¹eGiamb - Consultoria Geoambiental, Lda., Caparica, Portugal

²Geobiotec, FCT NOVA, Universidade NOVA de Lisboa, Caparica, Portugal

*Corresponding author: carlos.costa@egiamb.pt

Key words: backfilling, waste, inert, contaminated soil, landfill, reference values, quarries.

Abstract

The Directive (EU) 2018/851, effective since 5 July 2020, amends Directive 2008/98/EC on waste (the Waste Directive) in order to improve waste management in the EU. This directive, transposed in Portugal by Decree-Law no. 102-D/2020, approved and published on 10th December 2020, introduces a definition of “backfilling” meaning *any recovery operation of suitable non-hazardous waste for the purposes of reclamation in excavated areas or for engineering purposes in landscaping*, stating additionally that *the waste used for backfilling should be limited to the amount strictly necessary to achieve those purposes*.

In Portugal, many recovery facilities authorized to accept soil and stone under the EU List of Waste (LoW) Code 17 05 04 are quarries that are either worked-out or have depleted resources and are, therefore, in the process of landscape rehabilitation. However, unlike landfills, these facilities do not have engineering control systems to protect soil and groundwater from contamination, either a basal lining system or capping barrier after closure.

That is why it is imperative that effective procedures for admitting soil, as presumably inert waste, to these facilities need to be implemented by operators and strictly controlled by environmental authorities, not only prior to acceptance but also during reception from the places of origin, to ensure that only non-contaminated soil is admitted. For this purpose, it is crucial to establish the criteria under which soil from source sites may be accepted for soil recovery facilities.

Before the admission of soil from each site, the facility operator should obtain information on the previous use of the site. Brownfield sites, where activities in the past have involved the production or storage of hazardous substances, where soil or groundwater contamination has been detected, or where there is a high risk of contamination, should be rejected, unless it is clear that current risk is low. Chemical and metallurgical industries, oil storage facilities, gas stations, are certainly source sites to be avoided.

Maximum soil contaminant concentrations for admission at soil recovery facilities should consider, at least, the following parameters: Metals (As, Cd, Cr, Cu, Hg, Ni, Pb, Zn), Total organic carbon (TOC), BTEX (benzene, toluene, ethylbenzene, xylenes), Mineral oil, Polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs), Polychlorinated Biphenyls (PCBs) and Asbestos.

Metals

Maximum concentrations for metals in the context of waste acceptance at authorized soil recovery facilities, in theory, should be based on geochemical background. In the absence of a national database, the soil reference values (adopted from the Ontario Standards), used in the evaluation of soil contamination, according to the technical guidelines prepared by the Portuguese Environmental Agency (APA) (1), may be considered for authorized soil recovery facilities.

Total Organic Carbon (TOC)

High values of TOC indicate the potential for generation of methane gas, a risk that must be maintained at a very low level at soil recovery sites. This is also the case at licensed inert waste landfills, where the waste acceptance criterion for TOC is 3% by weight (or 30,000mg/kg).

Organic Compounds (BTEX, Mineral Oil, PAH, PCB)

Organic compounds such as BTEX, mineral oil, PAH and PCB (but also halogenated e.g. PCE, TCE) are not supposed to be present in a non-contaminated soil. Consequently, the concentrations of these compounds in soil samples submitted for laboratory analysis should be below the quantification limit of the laboratory method usually adopted and also below the reference values for contaminated soil (APA, 2019), which should therefore be used as the basis for maximum concentrations allowed in Soil Recovery Facilities for these groups of compounds (**Table 1**).

Table 1. Maximum concentrations for organic compounds (mg/kg)

Organic Compounds	Suggested Maximum concentrations allowed	Inert Waste Landfill Admissibility Limits *
BTEX sum	0.25	6
Mineral Oil (C10-C40)	20	500
PAH sum	0.32	100
PCB sum	0.007	1

* According to Decree-Law no. 102-D/2020, approved and published on 10th December 2020

Asbestos

Asbestos should not be present in soil accepted at recovery facilities. Consequently, the soil trigger level should be “No Detected”, as determined in an accredited laboratory by a thorough visual inspection for asbestos fibres.

Other Substances

The list of the above parameters should be considered de minimum for the basic characterization and compliance testing of soil at authorized soil recovery facilities. It may be necessary to develop additional criteria for other parameters, depending on the historical use of sites from which the soil is to be received. Concentrations of halogenated volatile organic compounds and pesticides, for example, should be below detection limit, unless it can be demonstrated to be present at detectable concentrations in non-contaminated soil, including at the receiving facility.

Discussion

A definition of “backfilling” introduced by the revised waste management Directive, namely, the backfilling of quarries and sand pits for the purpose of landscape recovery, does not fit well with the use of so-called “non-hazardous” waste, since “non-hazardous” waste is not synonymous of uncontaminated or non-contaminating soil. Upon assuming permission, perhaps the incentive, for the use of “non-hazardous” waste to fill excavation voids, can represent unacceptable risks to human health and the environment, through their contact with soil and groundwater. Therefore, it is advisable that, in any backfilling operation for the purpose of landscape recovery, the materials to be applied should comply with the reference values established in the APA Guidelines (APA, 2019), or in criteria compatible with the condition of uncontaminated soil.

Reference should also be made to the limit values contained in Portuguese legislation regarding organic parameters, for admissibility in landfills of inert waste: the case of PAH (100mg/kg) is paradigmatic. In 2009, only Portugal, Italy, Ireland, and the United Kingdom used this value. The remaining Member States already used lower and more restrictive values, such as Austria (20mg/kg) or Denmark (4mg/kg).

It should also be noted that landscape recovery operations are not subject to the Waste Management Fee, which opens the door for promoters to choose a more favourable and less costly regime, opting for the use of “non-hazardous” waste in backfilling quarries, which, as already mentioned, can have a perverse and harmful effect, thus giving the “green light” to the abusive use of these wastes. Regarding these situations, increased concern arises when reports of illegal deposition of waste may be occurring in facilities where only the acceptance of inert waste is licenced. In cases such as these, not only local authorities (2) but also, of course, local populations (3) evidently deserve to be clarified with robust and undoubtable technical data that can guarantee that harm to the environment and/or to human health is absolutely mitigated. It is surely the role of National environmental authorities to meet these demands and all best available technologies, covered by adequate legislation, should be implemented to achieve them.

References

- (1) APA (2019). *Guia Técnico Solos Contaminados – Valores de Referência para o Solo*. Agência Portuguesa do Ambiente. Janeiro. 73p.
- (2) <https://www.sesimbra.pt/geral/noticia-16/camara-municipal-pede-esclarecimentos-ao-ministerio-do-ambiente-a-proposito-do-aterro-no-zambujal> (accessed: 11th March 2021)
- (3) <https://www.publico.pt/2020/01/20/local/noticia/aterro-ilegal-sesimbra-inferniza-vida-moradores-1901044> (accessed: 11th March 2021)



Acompanhamento Ambiental da Operação de Descontaminação de Solos do Loteamento A da Matinha (Lisboa)

Michel Lopes^{1*}, André Francisco² & Daniel Vendas¹

¹eGiamb - Consultoria Geoambiental, Caparica, Portugal

²Egeo -. Tecnologia e Ambiente, S.A., Prior Velho, Portugal

*Autor correspondente: michel.lobes@egiamb.pt

Palavras-Chave: Descontaminação, Solos, Resíduos, Escavação

Resumo

Na área do Loteamento A da Matinha (Zona Ribeirinha de Lisboa), com cerca de 10ha, encontrava-se parte das instalações da Fábrica de Gás da Matinha instalada em 1944 e com atividade até ao final do século XX. A fábrica produziu gás inicialmente através da destilação de hulha, depois por oxidação de nafta, tendo as diversas atividades/instalações (depósitos aéreos de nafta e hexano, oficinas, tubagens, gasómetros, depósitos enterrados, derrames acidentais, enterramento de resíduos para modelação de terrenos) potenciado a contaminação dos solos e águas subterrâneas.

Tendo por objetivo promover a reconversão deste espaço industrial abandonado numa área residencial e comercial foram desenvolvidos estudos de caracterização da contaminação dos solos e águas subterrâneas de 2002 a 2019 em diversas campanhas, antes e após as demolições, ocorridas em 2006. Os principais contaminantes detetados foram metais (Cr, Cu, Hg, Pb), Compostos Orgânicos Voláteis (COV), Hidrocarbonetos Aromáticos Policíclicos (PAH), Hidrocarbonetos Totais de Petróleo (TPH) e pontualmente Compostos Organohalogenados Voláteis (COVH).

A integração dos resultados de mais de duas centenas de amostras de solo num Sistema de Informação Geográfica (SIG) permitiu efetuar a interpolação dos dados para a criação de mapas com a distribuição espacial da probabilidade de ocorrência de solos contaminados, mapas de espessura de solos contaminados, bem como a estimativa do volume de solos a remediar.

Tendo em consideração a diversidade de contaminantes orgânicos e inorgânicos observados no site, que impossibilitaria a utilização de uma única tecnologia de tratamento in situ, optou-se como solução de remediação a escavação dos solos contaminados e o seu encaminhamento para destino final adequado designadamente para um Centro Integrado de Recuperação, Valorização e Eliminação de Resíduos Perigosos (CIRVER SISAV) e, para os resíduos não perigosos, a valorização por co-processamento em fornos de cimenteira.

O Plano de Descontaminação dos Solos (EGIAMB, 2019a) que integra os resultados de todas as campanhas de investigação realizadas desde 2002, complementado pelas especificações técnicas para a empreitada de remediação, definiu as medidas de intervenção para remoção dos solos contaminados e os mapas com representação das manchas de contaminação, classificadas de acordo com a perigosidade prevista dos solos enquanto resíduos de escavação através da divisão (em polígonos) de acordo com as áreas de influência de cada ponto de investigação (EGIAMB, 2019b).

Como complemento fundamental à operação de encaminhamento correto dos solos escavados, foi efetuada em obra a classificação da sua perigosidade. Para o efeito foi construída uma plataforma de armazenamento temporário (PAT) dos solos contaminados, constituída por 12 compartimentos com cerca de 300m³ cada, para receção dos solos previamente segregados na frente de escavação conforme a classificação prévia efetuada em fase de diagnóstico. Após o enchimento de cada compartimento, é feita uma amostragem composta por, no mínimo, 10 subamostras, para cada lote de solos com referência direta aos polígonos de escavação previamente definidos. Desta forma é possível rastrear a origem dos solos que compõem cada lote e relacionar os dados analíticos referentes à fase de avaliação da contaminação, com os dados analíticos referentes à caracterização e classificação dos solos contaminados.

As amostras recolhidas nos lotes são submetidas a ensaios laboratoriais para determinação da perigosidade do resíduo e da admissibilidade em aterro.

Os resultados dos ensaios laboratoriais permitem atribuir o correto código LER (Lista Europeia de Resíduos), bem como definir qual o destino final apropriado para o resíduo em questão. O controle analítico desenvolvido permite definir os critérios de expedição com maior rigor, onde os valores estimados de cada tipologia de resíduo a expedir, em fase de avaliação da contaminação, podem ser comparados com os valores realmente expedidos, sendo possível calcular, de forma indicativa, a respetiva taxa de desvio.

Após a remoção dos solos contaminados de cada área de intervenção avalia-se o estado do solo remanescente, com a recolha de amostras na base e nos taludes de escavação. As amostras recolhidas são enviadas para laboratório acreditado para a realização de análises químicas (TPH (C5-C40), metais (As, Cd, Cu, Hg, Ni, Pb, e Zn), BTEX, PAH e COVH). Caso ainda persista a contaminação efetua-se a escavação do ponto de validação contaminado até que se obtenha- resultado inferior aos valores orientadores da legislação competente. A descontaminação conclui-se quando as concentrações dos contaminantes identificados são inferiores aos valores de referência adotados para uso residencial (APA, 2019).

O acompanhamento ambiental da obra contemplou ainda o controlo de possíveis riscos ambientais, como seja a qualidade do ar no que respeita à emissão de compostos voláteis e partículas, objeto de campanhas periódicas, bem como a qualidade da água freática gerada durante a escavação conduzida a uma estação de tratamento de águas residuais instalada na obra, com a obtenção das devidas licenças de permissão para o encaminhamento da água tratada para o meio natural.

Agradecimentos

Os autores agradecem à VIC Properties a autorização para a divulgação da informação referente à operação de descontaminação dos solos.

Referências

APA (2019). Guia Técnico. Valores de Referência para o Solo. Agência Portuguesa do Ambiente. Janeiro. 73pp.

EGIAMB (2019a). Plano de Descontaminação dos Solos - Loteamento A do Plano de Pormenor da Matinha (Lisboa). Relatório. R2019167A01_PLANO. Setembro. 79pp.

EGIAMB (2019b). Estimativa das Quantidades de Resíduos Perigosos e de Resíduos Não Perigosos Resultantes da Remoção de Solos Contaminados - Loteamento A e Faixa Gasómetros (Plano de Pormenor da Matinha, Lisboa). Nota Técnica. R2019243A02. Dezembro. 13pp.



Decision Consequence Analysis (DCA) of Intervention Alternatives on Landfills Wandir I and II, Volta Redonda (RJ - Brazil)

José Carlos Rocha Gouvêa Júnior^{1,2*}

¹Companhia Siderúrgica Nacional, Rodovia Lúcio Meira, Km 5001, s/n, Volta Redonda, Rio de Janeiro, Brasil

²NICOLE Latin America – Vice President

* Corresponding author: Jose.gouvea@csn.com.br

Keywords: Decision Consequence Analysis, Intervention Plan, Landfill.

Summary

Decision Consequence Analysis (DCA) is the application of a formalized decision-making process that employs decision theory, probability and statistics (Brown et al, 2010). A decision problem is addressed by disaggregating uncertainties and predicting positive and negative outcomes of possible management approaches. DCA provides a structured model for mapping and evaluating possible outcomes and risks associated with decisions.

The DCA can be used as a decision support system for the management of environmental liabilities. An environmental liability may involve several aspects such as legal, physical, chemical, biological, political, financial and social. Through global analysis of these aspects, logical consequence models are generated to assist the decision maker in choosing the best management alternatives.

In this work, DCA is applied to the management of landfills Wandir I and II, in Volta Redonda (RJ). These landfills received wastes between 1995 and 1997, in an area of almost 140,000 m². After environmental studies initiated in 2000, the area was classified as contaminated and has been the subject of environmental monitoring until the present. Contamination in soil and groundwater is due to metals and PAHs in concentrations that exceed human health risk thresholds under the hypothetical scenario of groundwater consumption by residents. Alternatives for intervention and site closure were evaluated through DCA.

Objective

The aim of this study was to select an alternative for intervention and site closure of landfills Wandir I and II. The DCA methodology was applied to ensure that:

- All possible alternatives were considered;
- Uncertainties were listed, quantified and addressed;
- Possible outcomes were understood and summarized;
- Subjective beliefs about alternatives were mostly eliminated from the analysis.

The specific objectives of the selected alternative were:

1. Ensure protection of human health under any scenario of future land use, including occupation by residences, commerce or industry;
2. The adopted alternative must have longstanding effectiveness;
3. The adopted alternative must be environmentally sustainable and minimal risk of collateral damage during implementation.

Methodology

The DCA framework involves these steps: action triggers; problem statement; objectives; primary decisions (alternatives); and performance metrics.

Action triggers are the conditions that create the need for a decision, i.e., the current (undesired) state of nature. In this case, the current state is the contamination of landfills Wandir I and II, posing health risk for hypothetical occupants. Problem statement is the diagnostic of unacceptable conditions. A robust understanding of the problem changes both the objectives and the alternatives for reaching them. Activities developed for such were: compilation of historical

environmental data into a single database; consolidation of a Geographic Information System; high-precision topographic aerial survey with Unmanned Aerial Vehicle (UAV); mapping of legal and governmental requirements. The databases included analytical results of soil, groundwater, surface water and soil vapor samples; location and depth of samples; lithology and groundwater level data.

Objectives describe the desired state of nature after decisions are implemented; they need to be clearly defined, concise and measurable. In this case, the objectives chosen were the ones described in the previous section.

Primary decisions are the actions necessary to change from the current state of nature to the desired one. The family of alternatives considered must be robust; a narrow subset of options may lead to bias, since the best alternative in the subset may not be the best globally. For this case, an extensive list of measures of institutional control, engineering and remediation was drawn from the literature.

Every alternative must be evaluated according to the defined performance metrics, which measure attainment of the objectives. For that, it is necessary to map the interaction between decisions and uncertainties. The final product is a decision diagram, generally in a tree format, describing the possible outcomes of each decision and their probabilities.

Results

Problem description: the main boundary conditions described for the site, based on the data collected, were: groundwater flow velocity is low; wastes are buried at a maximum depth of 7m, and average depth between 3 and 4m; and the main risk pathway of concern is groundwater consumption. Therefore, the adopted alternative should prevent direct contact with groundwater for future occupants on the landfill area or reduce the contamination to acceptable risk levels.

Each intervention alternative was evaluated for its applicability and limitations considering all boundary conditions and objectives. Several remediation techniques (reactive barriers, pump and treat, bioremediation, phytoremediation, and others) were discarded in that evaluation. Only 4 alternatives were considered able to meet the objectives of the DCA, namely: 1) groundwater withdrawal restriction (already in effect due to a municipal law); 2) landfill cap; 3) excavation and disposal of soil; 4) combination of alternatives 1 and 2 (cap and withdraw restriction). The four possibilities were evaluated for their associated uncertainties, effectiveness in achieving the objectives, and risks during implementation.

Landfill cap aims to block the main routes of exposure that may offer risks. Additionally, by delaying the leaching of contaminants into the aquifer, it prevents the already unlikely migration of contaminants out of the site through groundwater. A conservative estimate of the probability of success is that the geomembrane has a 2.6% chance of failing in the first 10 years. The risks associated with its implementation are significantly lower than those associated with excavation and soil disposal.

Restricting groundwater withdrawal in conjunction with landfill cap increases the likelihood of success, especially by reducing the likelihood of damages to the geomembrane due to well drilling. In addition, in the event of geomembrane failure, the restriction will continue to block the main exposure pathways.

Conclusion

The application of DCA techniques allowed a comprehensive evaluation of the alternatives for intervention and site closure of landfills Wandir I and II by describing the boundary conditions, defining objectives and evaluating the effectiveness and likelihood of success of each alternative in a systematic way.

Due to the characteristics of the contaminants and the hydrogeology of the site, the risk of migration of contaminants reaching the receptors outside the landfill through groundwater is practically non-existent in the medium term. The risks to human health occur only in scenarios that are hypothetical, unrelated to the current occupation.

The combined alternatives of geotechnical confinement and restriction to groundwater abstraction would eliminate the risks to human health satisfactorily over a 10-year horizon, with a low risk of collateral damage during its implementation. The alternative of soil removal and re-disposal, while equally effective in eliminating risks to human health, would create risks of accident and contamination during its implementation and would cost at least twice as much as the landfill cap.

References

BROWN, Kandi, HALL, William, SNOOK, Marjorie, GARVIN, Kathleen (2010). Sustainable Land Development and Restoration: Decision Consequence Analysis. Estados Unidos: Elsevier, 497 p.



Desafios de integração técnica e jurídica em reabilitação de áreas contaminadas.

Flávio Lopes Linquevis¹ & Joyce Cruz Di Giovanni²

¹ Linquevis Advocacia Ambiental, São Paulo, Brasil

² Absolution Engenharia Ambiental, Santo André, Brasil

*Autor correspondente: flavio@linquevis.com.br

Palavras-Chave: Direito Ambiental, Áreas Contaminadas, Gestão Integrada, Multidisciplinariedade.

Resumo

O profissional da área de direito ambiental, com olhar especializado nas questões geradas em contaminação de solo e águas subterrâneas, deve ter um olhar voltado para algo mais pragmático além das questões jurídicas, deve sim ultrapassar as barreiras do mundo jurídico apenas e se lançar em algo mais amplo e sistêmico.

Algumas considerações nesta linha mais prática valeriam horas de debate. Então porque não começar pelo que este texto representa, o encontro da técnica ambiental em GAC com o jurídico ambiental? São ciências que se complementam e que o dia a dia já mostrou a necessidade de andarem de forma uníssona.

Do ponto de vista dos profissionais envolvidos, o suporte mútuo, além de complementar, é essencial. Podemos citar como exemplo de trocas positivas desta sinergia a certeza de que o desenvolvimento do trabalho técnico está plenamente revestido do ponto de vista jurídico, enquanto o advogado especialista, do outro lado, depende fortemente de bons estudos técnicos para garantir uma boa estratégia jurídica.

Além disto, as soluções quando aplicadas de forma integrada são frutíferas não só para os clientes, mas também para o ambiente e todos os envolvidos. É o caso, por exemplo, de situações técnicas que, aliadas com governança securitária, podem gerar efeitos de maior efetividade do gerenciamento aplicado e no resultado obtido. As diversas demandas em GAC, portanto, pedem diversas soluções.

É necessário um olhar apurado do profissional envolvido para gerar as soluções de forma ampla.

Fazendo analogia com as soluções técnicas, alocadas em diversas áreas do conhecimento, no tocante ao profissional jurídico, além do conhecimento amplo do direito ambiental, é demandada ampla experiência em áreas contaminadas. Assim como o olhar apurado para soluções encontradas no âmbito fiscal, securitário, etc. As soluções então devem ser customizadas de acordo com o problema que se apresenta, tanto do ponto de vista técnico quanto jurídico. A aplicação de uma solução jurídica “de prateleira”, irá gerar, invariavelmente, mais problemas, danos e gastos.

Então, do ponto de vista pragmático, o profissional envolvido não necessariamente deve dominar a ciência no todo (seria impossível), mas deve apurar o olhar para todas as necessidades e se cercar de outros profissionais capacitados (e, principalmente, que sejam especialistas no tema), com olhar sistêmico do problema e interesse na solução. Áreas contaminadas são um problema social, econômico e ambiental que impacta todo o país. Tanto é assim que, em âmbito federal, recentemente houve o lançamento do Programa Nacional de Recuperação de Áreas Contaminadas (PNRAC). Para exemplificarmos a amplitude nacional deste problema, podemos citar o caso na cidade de Ulianópolis no Pará, mais conhecido como CBB-USPAM, um aterro irregular que impactou diretamente uma cidade inteira. Situações como esta demandam uma solução de gestão integrada, muito mais próximo da justiça que do direito propriamente dito.

O problema é então abrangente, carecendo ainda de capacitação de órgãos e agentes, profissionais experientes e preparados, comunidades plenamente cientes de seu papel. Questões que envolvem GAC vão além de uma solução pontual, já que são tão amplas que chegam até a resvalar em políticas públicas de saneamento, recursos hídricos, saúde, etc... Precisamos de uma integração de esforços muito maior, conforme comentamos acima.

O lançamento do PNRAC é um primeiro esforço na direção certa, mas que carece de alguns implementos, como o aprofundamento do planejamento nas ações necessárias para o alcance de objetivos, a plena participação ativa de todos os envolvidos, e falamos mais, também da sociedade civil interessada. Precisamos ainda de cronogramas e disposições claras e objetivas, assim como acreditamos ser de grande essencialidade a integração com um arcabouço legislativo federal, ampliando o implemento das normas não só jurídicas como também as de espécie orgânica, funcional e relacional do gênero administrativo.

Efetivamente preservar o ambiente, levando em consideração os anseios da sociedade e os aspectos inerentes da economia, através de problemas gerados pelas contaminações de solo e águas subterrâneas, não é tarefa simples. Depende de muito empenho, estudo, trabalho e experiência, pois os casos não são de todo ordinários, precisam do olhar atento, soluções inovadoras e customizadas, assim como de uma participação ativa da sociedade de forma subsidiária moderna e principalmente sustentável.



Desafios jurídicos para a remediação de áreas contaminadas no Brasil

Marina Monné de Oliveira^{1*}

¹Rennó, Penteado, Sampaio Advogados, São Paulo, São Paulo, Brasil

* Autor correspondente: marina.monne@rennopenteado.com.br

Palavras-Chave: Áreas contaminadas. Incentivos. Remediação. Responsabilidade civil. Instrumentos econômicos. Lei paulista de áreas contaminadas. CERCLA. Brownfield Program.

Introdução

O solo é o substrato material da presença humana na Terra. Não só a exploração de recursos naturais para a produção de bens necessários à vida humana depende invariavelmente desse suporte, mas a própria instalação das sociedades humanas, por meio da edificação das cidades.

A intensificação progressiva do uso do solo, com a instalação de cidades cada vez maiores e de atividades produtivas cada vez mais complexas e de risco, gerou degradação desse atributo ambiental. O início dessa intensificação, ocorrido na Revolução Industrial, foi marcado pela falta de regramento específico e controle estatal sobre o uso do solo, de modo que a degradação ocorria por toda a parte sem as devidas reparações, compensações e penalizações. Por ser fenômeno usualmente invisível e de efeitos não necessariamente imediatos, a contaminação de solos se perpetuou no tempo, com acumulação de contaminantes, o agravamento e eventual movimentação das plumas e atingimento da água subterrânea ou superficial em alguns casos.

Diversamente da poluição do ar e das águas, a percepção de que o solo é também um recurso limitado e a preocupação com a sua poluição somente recentemente passou a integrar as agendas de proteção ambiental com maior intensidade, especialmente após emblemáticos casos de contaminação como o do Love Canal, Times Beach e outros (BARACHO JÚNIOR (2004), BECK, (1994).

Nessa linha, muitos países aprovaram regulamentos, normas e leis voltados especificamente para a proteção do solo e a recuperação de sua qualidade. No Brasil, o tratamento do tema é ainda incipiente, mas nota-se uma boa evolução no Estado de São Paulo. Nesse estágio ainda inicial, percebe-se que ainda não há uma política pública destinada ao cuidado com a contaminação e remediação de solos. Apesar de haver alguma normatização do tema, não se verificam, por exemplo, instrumentos indutores de práticas preventivas da contaminação de solo nem incentivos econômicos para sua remediação.

O ordenamento jurídico ambiental brasileiro, por sua vez, impõe severas regras de responsabilidade civil pela contaminação, sem possibilidade de qualquer flexibilização. Não bastasse isso, há clara resistência de alguns entes à legislação produzida (que se baseia na remediação para o uso declarado) sob o fundamento de que o parâmetro da remediação para uso declarado não corresponde à necessidade de reparação integral da lesão ambiental. Por fim, a carência de incentivos econômicos para a lida com a contaminação contribui para tornar esses espaços pouco atrativos para o mercado. Fatores como esses, a nosso ver, desincentivam a aquisição de áreas contaminadas para que se realize a remediação e um novo aproveitamento ao passo que estimulam a aquisição de *greenfields*, áreas inexploradas que, idealmente, deveriam assim se manter.

Objetivos

Diante desse quadro, esse artigo se propõe a avaliar a origem desses empecilhos e pensar caminhos para, se não eliminá-los, mitigá-los, a fim de que o regramento das áreas contaminadas não seja um dificultador da interação com esses espaços e possa, inclusive, gerar incentivos, tornando-as atrativas a novos investimentos e ao redensolvimento.

Dados e discussões

O desenvolvimento de soluções para a problemática conta com a análise de experiências estrangeiras como norte para a confecção de soluções compatíveis com a realidade brasileira. Apesar de o foco ser o Brasil, o estudo dessas soluções pode ser um ponto de partida para outros sistemas jurídicos que possam estar entretendo a remediação de áreas contaminadas e também para sistemas jurídicos que não contam com normas específicas de proteção do solo.

Da análise de cenários estrangeiros, extraíram-se duas vias de idéias. A primeira envolve um novo olhar para a aplicação e interpretação da responsabilidade civil ambiental no Brasil. Trata-se de instituto amplo e severo, que demanda a reparação de dano ambiental de forma objetiva (ou seja, sem análise de culpa ou dolo), solidária (abarcando todos os poluidores diretos e indiretos) e pelo risco integral (impossibilitando a exclusão da responsabilidade mesmo em caso de força maior) (MILARÉ (2011), CAVALIERI FILHO (2011)). Para as áreas contaminadas, a legislação trata o causador da

contaminação, o proprietário da área, o possuidor, o ocupante e quem se beneficia da área, todos como responsáveis legais pelo dano, sem uma ordem de prioridade e critérios para a responsabilização. Não bastasse isso, o Superior Tribunal de Justiça brasileiro tem uma visão amplíssima sobre a extensão da responsabilidade civil ambiental (STJ, REsp. n. 1.071.741/SP, Rel. Min. Herman Benjamin), extrapolando as próprias previsões legais. Esse tratamento indiferenciado e essa amplitude da interpretação geram grave insegurança jurídica entre os *players* do mercado, o que dificulta a aproximação desses agentes da área contaminada. Alguns entendimentos doutrinários já apontam caminhos para uma interpretação mais adequada quanto à atribuição de responsabilidade pela reparação de dano ao solo e quanto às obrigações relativas ao cuidado com o imóvel adquirido (BECHARA (2019), MILARÉ et al. (2017), ZAPATER (2017)). A aplicação desse olhar mais cuidadoso pelos juristas e tribunais pode garantir maior segurança aos potenciais adquirentes para que, cientes dos limites claros de sua responsabilidade, tenham menos receio de adquirir tais áreas para dar-lhes novos usos. Além dessa opção, a limitação formal de responsabilidade pode ser um caminho plausível como forma de incentivar a reintrodução das áreas contaminadas no mercado, em benefício da sociedade e da economia, a exemplo do que já é feito em alguns estados norte-americanos no âmbito de programas cuja adesão depende do cumprimento de critérios de elegibilidade (como o *Georgia Brownfield Program*, por exemplo).

A segunda via de ideias afasta-se do comando e controle e aponta para a estruturação de mecanismos de incentivo econômico direcionado àqueles que possuem áreas contaminadas e devem remediá-las e àqueles que têm a intenção de adquiri-las para nelas empreender. Como se sabe, a estratégia governamental de implementação de políticas públicas pode envolver a instituição de medidas financeiras de incentivo (como subsídios, isenções e abatimentos tributários, criação de fundos públicos específicos, etc). No Brasil, diversos são os exemplos do uso dessas ferramentas para, por exemplo, incentivar a produção de energia de matrizes renováveis (como a solar e a eólica). Inexiste, porém, qualquer iniciativa voltada para a prevenção e remediação de contaminações de solo. Os Estados Unidos, tanto em nível federal quanto estadual, já estruturaram incentivos financeiros para alavancar a remediação de áreas, seja pela instituição de fundos cujo capital é destinado à remediação, como o *Superfund* (O'REILLY (2018)), seja pelo abatimento de impostos relativos a despesas com remediação (HAQUE (2002)), seja por sistemáticas criadas para o pagamento valores menores a título de imposto sobre a propriedade em caso de áreas em processo de remediação (McMORROW (2004)). São vias de atuação indutivas plenamente possíveis de serem desenvolvidas no Brasil (COSTA (2011) (e até em outros países) respeitando-se as peculiaridades e limitações impostas pelo sistema legal e regulatório nacional.

Observações

Tendo em vista que, em Portugal, o regime de reparação de solo é disperso em variadas normas e considerado insuficiente e incoerente (OLIVEIRA (2019)), acreditamos que as discussões postas neste artigo possam ser relevantes para os estudiosos e gestores portugueses na construção de um regime de reparação de danos ao solo que seja coeso e coerente. Da mesma forma, o entendimento, pelos brasileiros, da atuação da União Europeia em relação ao tema, especialmente com a Proposta de Diretiva Quadro dos Solos (bastante abrangente, tomando em conta outras lesões ao solo como erosão e desertificação, LANCEIRO (2019)) pode trazer luz para o tratamento e evolução do tema no Brasil.

Referências

- BECHARA, E. (2019). A responsabilidade civil do poluidor indireto e a obrigação *propter rem* dos proprietários de imóveis ambientalmente degradados. *Cadernos Jurídicos*, ano 20, nº 48, p. 137-165.
- BECK, E. (1994). The Love Canal Tragedy, *E.P.A. J.*, Jan. 1979, at 17.
- BARACHO JUNIOR, J. (2004). Inovações na Jurisprudência Ambiental Norte-Americana. Em: *Estado de direito ambiental: tendências, aspectos constitucionais e diagnósticos*. Forense Universitária, Rio de Janeiro, p.331-357.
- CAVALIERI FILHO, S. (2010). *Programa de Responsabilidade Civil*. 9. ed., Atlas. São Paulo.
- COSTA, R. (2011). Apontamentos sobre a Tributação Ambiental no Brasil. *Lusitana, Direito e Ambiente*, nº. 2/3, p. 329-348, 2011.
- HAQUE, K. (2002). Internal Revenue Code Section 198, The Tax Incentive for Brownfield Redevelopment: A Sheep in Wolf's Clothing, *8 Wash. U. J. L. & Pol'y* 371.
- LANCEIRO, R. (2019). A proteção do solo ao nível do Direito da EU. Em: *Actas Do Colóquio Solos Contaminados, Riscos Invisíveis*. Lisboa, 27 de Novembro de 2019, Instituto de Ciências Jurídico-Políticas Centro de Investigação de Direito Público, Lisboa. P. 133-162.
- McMORROW, A. (2019). CERCLA Liability Redefined: an analysis of the Small Business Liability Relief and Brownfields Revitalization Act and Its Impact on State Voluntary Cleanup Programs, *20 Ga. St. U. L. Rev.* 1087, 1125.
- MILARÉ, Édís. *Direito do Ambiente*. 7 ed., Revista dos Tribunais. São Paulo.
- MILARÉ, E., MORAIS, R., DIAS, M. Reencontrando Derrida. *Revista do Advogado*, n. 134, p. 23-38. OLIVEIRA, H. (2019). A proteção do solo ao nível do Direito da EU. Em: *Actas Do Colóquio Solos Contaminados, Riscos Invisíveis*. Lisboa, 27 de Novembro de 2019, Instituto de Ciências Jurídico-Políticas Centro de Investigação de Direito Público, Lisboa. P. 182-205.
- O'REILLY, J. (2017). *Superfund and Brownfields Cleanup*, § 8:16, at 360, 2017-2018.
- STJ. Superior Tribunal de Justiça, Recurso Especial n. 1.071.741/SP, Relator Ministro Herman Benjamin, Segunda Turma. Julgado em 24/mar./2010. Dje 16 dez. 2010.
- ZAPATER, T. (2017). Áreas contaminadas e reparação integral: diferença entre obrigação *propter rem* e responsabilidade civil por dano ambiental. *Revista do Advogado*, n. 133, p. 218-228, 2017.



Solos Contaminados – Aspectos legais e responsabilidade ambiental

Dr. Pedro Morais Cardoso^{1*} & Dr. Tomás Carrilho Duarte¹

¹Morais Cardoso & Associados, Sociedade de Advogados, SP, RL. Avenida João Crisóstomo n.º 18, 5.º Esq.º, 1000-179 Lisboa, Portugal.

*Autor correspondente: pedromcardoso@mcadvogados.pt

Palavras-Chave: Direito, Legislação, Solos, Contaminação, Ambiente, Responsabilidade.

Resumo

O trabalho a que ora nos propomos realizar e apresentar, por ocasião da Conferência Internacional sobre Gestão e Reabilitação de Áreas Contaminadas, centra-se no tema: SOLOS CONTAMINADOS – ASPETOS LEGAIS E RESPONSABILIDADE AMBIENTAL.

Nesse sentido, visaremos perspetivar os aspetos legais que orbitam sobre o tema em questão, analisando os impactes e as possíveis responsabilidades ambientais que podem vir a acarretar.

Pretenderemos, acima de tudo, percorrer o caminho que a nossa legislação foi talhando nos últimos anos, apresentando o enquadramento legal existente, à luz de uma visão crítica das opções tomadas pelo nosso legislador, fazendo o exercício comparativo com alguns ordenamentos jurídicos vizinhos de modo a perceber as diferenças que existem.

Da análise e estudo da matéria em causa, as ilações que retiramos são de que a legislação produzida foi sucessivamente sofrendo vicissitudes que em tudo não trazem as tão aclamadas e necessárias certezas e seguranças jurídicas – princípios basilares de um Estado de Direito Democrático a que a Constituição da República Portuguesa apela e exige¹.

De facto, constata-se a existência de legislação avulsa², dispersa, fragmentada, generalizada e com um frágil sentido de concretização, usando técnicas de produção normativa pouco concretas, como seja o uso de conceitos indeterminados e de normativos complexos e/ou redundantes.

Examinando a legislação vigente através de um olhar mais minucioso, deparamo-nos as mais das vezes com a mesma conclusão: o legislador peca em ambição e audácia.

A importância deste tema não pode ser descurada: muito menos pelo próprio Direito!

As implicações não se prendem somente com o ambiente e a estabilidade do ecossistema – o que por si só tem uma importância inigualável – mas prendem-se também com algo que, à partida, nos é mais próximo: falamos precisamente dos impactos para a nossa saúde, a dos nossos filhos, netos e demais gerações vindouras.³

¹ Artigo 2.º da Constituição da República Portuguesa. J.J. Gomes Canotilho e Vital Moreira (2007) *CRP Constituição da República Portuguesa Anotada Artigos 1.º a 107.º, Volume I, 4.ª edição revista, Coimbra Editora, 2007*, anotação ao artigo 2.º, página 202 e seguintes.

² Das quais se podem destacar: Lei n.º 19/2014, de 14 de abril (Bases da Política de Ambiente); Lei n.º 31/2014, de 30 de maio (Lei de Bases Gerais da Política Pública de Solos, de Ordenamento do Território e de Urbanismo); Decreto-Lei n.º 178/2006, de 5 de setembro (Regime Geral da Gestão de Resíduos); Decreto-Lei n.º 127/2013, de 30 de agosto (Regime de Emissões Industriais); Decreto-Lei n.º 147/2008, de 29 de julho (Regime Jurídico da Responsabilidade por Danos Ambientais); Decreto-Lei n.º 151-B/2013, de 31 de outubro (Regime Jurídico da Avaliação do Impacte Ambiental); Decreto-Lei n.º 555/99, de 16 de dezembro (Regime da Jurídico da Urbanização e Edificação); Regulamento do Plano Diretor Municipal de Lisboa; Lei n.º 50/2206, de 29 de agosto (Lei Quadro das Contraordenações Ambientais); Constituição da República Portuguesa; Código Civil e Código Penal.

³ Paula de Castro Silveira (2017), *Dano à Biodiversidade: Ruptura Conceptual Uma Perspectiva Juspublicista* – Universidade de Lisboa Faculdade de Direito.

Estamos convictos de que, para além dos avanços das técnicas e das artes científicas, é imprescindível que o Direito forneça mecanismos funcionais e corajosos que simultaneamente acautelem e protejam a saúde e o ambiente, mas que também responsabilizem de forma eficaz e destemida os agentes provocadores de contaminações e poluições.

Os objetivos a que o nosso trabalho se propõe são, em súpula, os seguintes: comentar criticamente o estado das coisas atual e oferecer propostas alternativas ao legislador, procurando, entre outros, sobrevoar outros ordenamentos jurídicos⁴ e alimentar ideias progressistas que tenham não só em atenção o presente, mas essencialmente o futuro. Não pondo de parte o passado, pois que, por exemplo, a contaminação histórica⁵ é um dado altamente impactante na atualidade.

Procuraremos abrir uma discussão ampla baseada no enquadramento legislativo existente, englobando na nossa análise os recentes diplomas aprovados em sede própria.

Falaremos essencialmente sobre os novos diplomas legais UNILEX, RGGR e Aterros⁶ que merecerão um estudo mais aprofundado e detalhado no que aos solos e respetiva contaminação diz respeito.

Indagar-nos-emos, por fim, sobre a matéria da responsabilização, equacionando mecanismos ou estruturas de responsabilização que tenham já assento na lei no respeitante a outras matérias e institutos jurídicos, e que comprovadamente servem o propósito e funcionam.

Procuraremos cingir-nos apenas aos solos, à sua contaminação e aos aspetos legais que a estes dizem respeito.

Agradecimentos

Aproveitamos esta sede para formular um breve agradecimento a toda a equipa da Comissão Organizadora da CIGRAC 2020⁺¹, nas pessoas de **Erika Von Zuben, Carlos Costa, Celeste Jorge e Paulo Caetano**, pelo honroso convite que nos foi dirigido e pela oportunidade de participar ativamente nesta conferência, e também por nos terem humildemente transmitido tanta informação e conhecimento valioso sobre o tema dos Solos Contaminados.

Estamos, por isso, muito gratos!

⁴ Análise à realidade europeia, essencialmente, a realidade espanhola, analisando a Ley 22/2011 e a Ley 26/2007.

⁵ Paula de Castro Silveira (2017), *Dano à Biodiversidade: Ruptura Conceptual Uma Perspectiva Juspublicista* – Universidade de Lisboa Faculdade de Direito, páginas 267 e seguintes.

⁶ Decreto-Lei n.º 102-D/2020, de 10 de dezembro que aprovou o regime geral da gestão de resíduos, o regime jurídico da deposição de resíduos em aterro e altera o regime da gestão de fluxos específicos de resíduos, transpondo as Diretivas (UE) 2018/849, 2018/850, 2018/851 e 2018/852.



Certificação profissional dos técnicos responsáveis por estudos de avaliação da contaminação de solos e águas subterrâneas e de projetos de remediação de terrenos contaminados

Paulo Sá Caetano^{1,2*}, António Guerreiro de Brito^{1,3} & João Pereira Gomes^{1,4}

¹ Ordem dos Engenheiros (membros eleitos do Conselho de Admissão e Qualificação, mandato 2016-19), Lisboa, Portugal

² Geobiotec, Departamento de Ciências da Terra, FCT NOVA, Monte Caparica, Portugal

³ Centro de Investigação em Agronomia, Alimentos, Ambiente e Paisagem (LEAF), ISA, Lisboa, Portugal

⁴ Área Departamental de Eng^a Química, ISEL; Centro de Ambiente e Recursos Naturais (CERENA), IST, Lisboa, Portugal

*Autor correspondente: pcsc@fct.unl.pt

Palavras-Chave: Terrenos contaminados, Responsabilidade técnica, Certificação Profissional

Resumo

A Ordem dos Engenheiros (OE) é uma associação pública profissional, instituída pelo Decreto-lei nº 27:288, de 24 de novembro de 1936, que representa os graduados em Engenharia que exercem a profissão de engenheiro e que se ocupa de todos os aspectos inerentes ao exercício desta profissão, nomeadamente nos domínios deontológico e disciplinar. A sua principal missão é o de contribuir para o progresso da engenharia, tendo por base o desenvolvimento de elevados padrões de qualidade na Engenharia portuguesa e na forma como esta é aplicada, garantindo a confiança pública na competência profissional dos seus membros. Para tal, os processos de admissão são devidamente controlados e é regulamentado o exercício da atividade, garantido a adequabilidade dos profissionais que acedem à profissão de Engenheiro. Por outro lado, a generalização dos referidos elevados padrões de qualidade só é possível através de uma elevada exigência na manutenção da cédula de Engenheiro, nomeadamente através da responsabilização profissional dos Engenheiros em sede de Conselho Jurisdicional e do Princípio do cadastro na Ordem (consagrado no artigo 110º dos estatutos da OE). As atividades profissionais dos Engenheiros estão, desde 2015, enquadradas na lista de Atos de Engenharia por Especialidade da OE (Reg. n.º 420/2015). Nesta lista, os atos de engenharia relacionados com a temática da contaminação do solo e água subterrânea, nas várias especialidades da Engenharia portuguesa, nomeadamente, para os titulares de cédulas profissionais inscritos nos Colégios de Engenharia do Ambiente, Engenharia Geológica e de Minas e de Engenharia Química e Biológica, é a que se apresenta no Quadro 1.

Quadro 1. Atos de engenharia relacionados com a temática da contaminação do solo e água subterrânea

Especialidade	Atos de engenharia (Regulamento n.º 420/2015)
Engenharia do Ambiente	<i>13 Gestão de Solos e Subsolos</i> <i>13.1 Conceção</i> <i>13.1.1 Elaboração de Projeto</i> <i>13.1.1.1 Avaliação do risco ambiental causado por contaminações do solo e subsolo</i> <i>13.1.1.2 Planos de monitorização e controlo da qualidade do solo e subsolo</i> <i>13.2 Produção</i> <i>13.2.1 Execução</i> <i>13.2.1.1 Avaliação do risco ambiental causado por contaminações do solo e subsolo</i> <i>13.4 Estudos e Consultoria</i> <i>13.4.1 Coordenação e Elaboração</i> <i>13.4.1.1 Avaliação do risco ambiental causado por contaminações do solo e subsolo</i> <i>13.4.1.2 Levantamento do estado inicial de referência de contaminações do solo e subsolo</i> <i>13.4.1.3 Análise quantitativa de risco ambiental originado por contaminação do solo e subsolo</i> <i>13.4.1.4 Estudos de tratabilidade de solos e água subterrânea</i> <i>13.4.1.5 Tratamento de água subterrânea in -situ ou ex -situ</i> <i>13.4.1.6 Tratamento de contaminações do solo e subsolo in -situ ou ex -situ</i> <i>13.4.1.7 Planos de monitorização e controlo da qualidade do solo e subsolo</i>
Engenharia Geológica e de Minas	<i>3 Sondagens e Prospecção Geofísica</i> <i>3.1 Conceção</i> <i>3.1.3 Projeto de investigação geológica de superfície, subsuperfície com caracterização geológica, geoquímica, geotécnica e geoambiental</i> <i>3.2 Produção</i>

Engenharia Geológica e de Minas (cont.)	<p>3.2.3 <i>Direção e execução de trabalhos de investigação geológica de superfície, subsuperfície com caracterização geológica, geoquímica, geotécnica e geoambiental</i></p> <p>3.3 <i>Gestão e Manutenção</i></p> <p>3.3.2 <i>Coordenação de trabalhos de investigação geológica de superfície, subsuperfície com caracterização geológica, geoquímica, geotécnica e geoambiental</i></p> <p>3.4 <i>Estudos e Consultoria</i></p> <p>3.4.4 <i>Análise de investigação geológica de superfície, subsuperfície com caracterização geológica, geoquímica, geotécnica e geoambiental</i></p> <p>7 <i>Outras Atividades Técnicas Relacionadas com o Meio Geológico</i></p> <p>7.1 <i>Conceção</i></p> <p>7.1.3 <i>Avaliação de riscos tecnológicos e antropogénicos e respetivas medidas de minimização, controle e remediação</i></p> <p>7.1.5 <i>Projeto de recuperação de áreas mineiras e industriais degradadas</i></p> <p>7.3 <i>Gestão e manutenção</i></p> <p>7.3.3 <i>Coordenação e análise de estudo de riscos tecnológicos e antropogénicos e respetivas medidas de minimização, controle e remediação</i></p> <p>7.4 <i>Estudos e Consultoria</i></p> <p>7.4.2 <i>Análise de avaliação de riscos tecnológicos e antropogénicos e respetivas medidas de minimização, controle e remediação</i></p>
Engenharia Química e Biológica	<p>3. <i>Prevenção e Controlo da Poluição</i></p> <p>3.1 <i>Conceção</i></p> <p>3.1.2 <i>Projeto de instalações de prevenção e controlo da poluição com base em processos consolidados.</i></p>

Quanto aos procedimentos técnicos recomendados, desde a avaliação da contaminação (nas fases preliminar, exploratória e detalhada), até ao projeto de remediação e monitorização, os profissionais destas especialidades de engenharia poderão assumir a responsabilidade das diferentes atividades de acordo com o exposto no Quadro 2.

Quadro 2. Especialidades de engenharia e responsabilidade na avaliação e remediação de terrenos contaminados.

Especialidade de engenharia	Fase do estudo	Atividade
<ul style="list-style-type: none"> • Engenharia do Ambiente • Engenharia Geológica e de Minas 	Avaliação Preliminar	Elaboração e Termo de Responsabilidade
	Avaliação Exploratória	Plano de Amostragem
		Investigação Exploratória
		Relatório da Avaliação Exploratória
	Avaliação Detalhada	Plano de Amostragem
		Investigação Detalhada
		Análise de Risco
Relatório da Avaliação Detalhada		
Remediação	Plano de Monitorização	
<ul style="list-style-type: none"> • Engenharia do Ambiente • Engenharia Geológica e de Minas • Engenharia Química e Biológica 	Remediação	Projeto de remediação
		Relatório de remediação

Na perspetiva da OE, a responsabilidade técnica pela elaboração e execução destes estudos deve ser entregue a profissionais idóneos, independentes, com registo curricular científico e académico demonstrável e irrepreensível, preferencialmente com larga experiência profissional comprovável no setor. Com base na experiência internacional e seguindo exemplos frequentes de outras áreas de atividade, esta garantia da qualidade exigível é possível de obter a partir do estatuto de “pessoa qualificada” (*competent person* ou *qualified person*, na designação mais habitual em língua inglesa), ou seja, alguém que cumpre as qualificações descritas nos regulamentos ou legislação vigente. Neste sentido, tratando-se de atividades de elevada responsabilidade social na gestão de património privado e público, torna-se imprescindível que, através de legislação própria que ainda carece de ser publicada, uma regulamentação desta responsabilidade técnica possa garantir a confiança pública nas capacidades e qualidades do profissional responsável pelos diversos elementos do processo. Mais se acrescenta que a habilitação para a prática de atos de engenharia é validada pela OE através da emissão de declarações próprias emitidas a pedido dos membros que as requeiram e para as quais a OE lhes reconheça as respetivas qualificações (Art.º 3º, Reg. nº 420/2015). Ou seja, será sempre a OE a fornecer ao Engenheiro titular de cédula profissional válida a habilitação para o desenvolvimento dos atos descritos na referida lista de atos de engenharia e torna-se claro o conjunto de vantagens decorrentes da contratação de Engenheiros para o desenvolvimento das atividades enquadradas nos atos de Engenharia definidos pela OE.

Referências

Regulamento n.º 420/2015 de 20 de julho - Atos de Engenharia por Especialidade da Ordem dos Engenheiros. *Diário da República*, 2.ª série, N.º 139 20 de julho de 2015. Disponível em <https://dre.pt/application/conteudo/69834362>



Importância do Sistema de Gestão da Qualidade na Amostragem de Solos, Águas Subterrâneas na Investigação de Áreas Contaminadas

Rosana Maria de Macedo Borges^{1*} & Patricia Almendro Ruiz²

¹IPOG, São Paulo - SP, Brasil

²Soldí Ambiental, Campinas - SP, Brasil

*Autor correspondente: rosb@uol.com.br

Palavras-Chave: Amostragem, Qualidade, Investigação, Contaminação

Resumo

A qualidade é tema que ganhou destaque após a Segunda Guerra Mundial e tem sido amplamente utilizada como ferramenta de melhoria de produtos e serviços e, também, como diferencial na oferta destes.

No gerenciamento de passivos ambientais, a regra estabelecida pelo órgão ambiental em São Paulo, Brasil (COMPANHIA AMBIENTAL DO ESTADO DE SÃO PAULO, 2007), pressupõe, em muitas das etapas do procedimento desenvolvido, a coleta de amostras de diferentes matrizes ambientais. É fato que o resultado das análises químicas constitui-se em prova da existência, ou não, de contaminação, por uma ou mais substâncias químicas, tornando-se imprescindível que reflitam concentrações muito próximas das reais visando conferir confiabilidade e favorecendo assim tomadas de decisão assertivas nas diferentes etapas do gerenciamento.

O presente trabalho tem por objetivo apresentar a importância da implantação de um sistema de gestão da qualidade para procedimentos de amostragem em matrizes ambientais como solo, água subterrânea e, as ferramentas que foram desenvolvidas, no Brasil, visando esta implantação. A tomada de amostras é parte da análise química e, portanto, traz reflexos no resultado analítico.

No procedimento para o gerenciamento de áreas contaminadas, desenvolvido pelo Estado de São Paulo, Brasil, é pressuposta a identificação das SQIs – Substâncias Químicas de Interesse que servirão como indicadores da existência de passivo. Uma lista com valores de referência contendo algumas das substâncias químicas comumente encontradas, auxilia na identificação de alterações a partir de concentrações-limite (COMPANHIA AMBIENTAL DO ESTADO DE SÃO PAULO, 2021). Estas concentrações foram estabelecidas para solo vislumbrando os diferentes usos. Para a água subterrânea, a concentração-limite é reflexo das concentrações desenvolvidas para ingestão humana publicadas em Portaria regulamentadora do Ministério da Saúde brasileiro (MINISTÉRIO DA SAÚDE, 2017) assumindo, de forma conservadora, a existência desta via de exposição, a princípio.

De acordo com o Modelo Conceitual define-se a metodologia de tomada de amostras. É, portanto, importante que os laboratórios ou outros grupos técnicos que realizam a coleta de amostras considerem o Modelo Conceitual e, também, as orientações do laboratório responsável pela análise no que diz respeito ao volume necessário e preservação adequada o que inclui o recipiente, utilização de preservante químico, temperaturas para resfriamento e, prazo máximo de validade.

Desde 2006 (SECRETARIA DO MEIO AMBIENTE DO ESTADO DE SÃO PAULO, 2006), como consequência da preocupação com a representatividade dos resultados de análises químicas, a Secretaria de Meio Ambiente no Estado de São Paulo tem publicado Resoluções que geram a obrigatoriedade de apresentação de laudo de análise com a devida acreditação pelo órgão federal com a competência para a avaliação de conformidade, neste caso o serviço de análise química e/ou amostragem. Em 2013, a Resolução SMA 100 (SECRETARIA DO MEIO AMBIENTE DO ESTADO DE SÃO PAULO, 2013) apontou como obrigatória a acreditação de amostragem de algumas matrizes ambientais específicas, entre elas a água subterrânea em poço de monitoramento e, concedeu prazo de dois anos para que os laboratórios e grupos de trabalho obtivessem a acreditação junto ao INMETRO.

Ao INMETRO – Instituto Nacional de Metrologia, Qualidade e Tecnologia cabe a tarefa de prover a confiança nas medições e produtos (INSTITUTO NACIONAL DE METROLOGIA, QUALIDADE E TECNOLOGIA, 2021), portanto, a

acreditação dos procedimentos de amostragem de matrizes ambientais e diversas metodologias de análise química encontra-se também sob a competência deste órgão. A avaliação do INMETRO inclui a análise do Manual de Qualidade, dos procedimentos operacionais, das evidências de treinamento de funcionários, verificação de calibração de equipamentos utilizados para medições em campo entre outros documentos do Sistema de Gestão da Qualidade que garantam a rastreabilidade do resultado final obtido.

Desde 2015, a ABNT – Associação Brasileira de Normas Técnicas tem em seu catálogo normas voltadas para a avaliação de passivos ambientais entre as quais figura norma específica para o controle de qualidade na amostragem estabelecendo orientações para controle da qualidade na amostragem de solos e águas subterrâneas (ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS, 2015).

Além de documentos orientativos considera-se de extrema relevância a efetiva conscientização das equipes técnicas de amostragem para assegurar que os procedimentos estabelecidos sejam implantados.

A implantação de um Sistema de Gestão de Qualidade deve ter sempre sua origem na política da empresa e, para a prestação de serviços de amostragem para fins de investigação de passivos, é fundamental uma vez que garante a rastreabilidade e auxilia, em uma investigação de passivos consistente, que sejam providenciadas as intervenções mais adequadas.

Referências

- ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS. **NBR 16435**: Controle da qualidade na amostragem para fins de investigação de áreas contaminadas – Procedimento. Rio de Janeiro: ABNT, 2015.10 p.
- COMPANHIA AMBIENTAL DO ESTADO DE SÃO PAULO. **Decisão de Diretoria nº 103/2007/C/E**. São Paulo: CETESB, 2007. 40 p. Disponível em: <https://cetesb.sp.gov.br/areas-contaminadas/wp-content/uploads/sites/17/2015/07/DD-103-07-C-E-Procedimento-para-Gerenciamento-de-%C3%81reas-Contaminadas.pdf> Acesso em: 14 mar. 2021.
- COMPANHIA AMBIENTAL DO ESTADO DE SÃO PAULO. **Valores Orientadores para Solo e Água Subterrânea**. Disponível em: <https://cetesb.sp.gov.br/solo/valores-orientadores-para-solo-e-agua-subterranea/> Acesso em: 12 mar. 2021.
- MINISTÉRIO DA SAÚDE. Portaria de Consolidação nº 5. Publicado no DOU em 28 set. 2017. Disponível em: http://bvsms.saude.gov.br/bvs/saudelegis/gm/2017/prc0005_03_10_2017.html Acesso em 12 mar. 2021.
- SECRETARIA DO MEIO AMBIENTE DO ESTADO DE SÃO PAULO. **Resolução SMA 37**. Dispõe sobre os requisitos dos laudos analíticos submetidos aos órgãos integrantes do Sistema Estadual de Administração da Qualidade Ambiental, Proteção, Controle e Desenvolvimento do Meio Ambiente e Uso Adequado dos Recursos Naturais - SEAQUA. Publicado no DOE em 30 ago. 2006. Disponível em: https://smastr16.blob.core.windows.net/resolucao/2006/2006_Res_SMA37.pdf Acesso em: 14 mar. 2021.
- SECRETARIA DE MEIO AMBIENTE DO ESTADO DE SÃO PAULO. **Resolução SMA 100**. Regulamenta as exigências para os resultados analíticos, incluindo-se a amostragem, objeto de apreciação pelos órgãos integrantes do Sistema Estadual de Administração da Qualidade Ambiental, Proteção, Controle e Desenvolvimento do Meio Ambiente e Uso Adequado dos Recursos Naturais – SEAQUA. Publicado no DOE em 22 out. 2013. Disponível em: <https://www.infraestruturameioambiente.sp.gov.br/legislacao/2013/10/resolucao-sma-100-2013-2/> Acesso em: 14 mar. 2021.
- INSTITUTO NACIONAL DE METROLOGIA, QUALIDADE E TECNOLOGIA. **A Atividade da Avaliação da Conformidade**. Disponível em: <http://inmetro.gov.br/qualidade/#:~:text=Qualidade%2C%20no%20contexto%20do%20Inmetro,custo%20poss%C3%ADvel%20para%20a%20sociedade.> Acesso em 14 mar.2021.



Quantificação e valoração das ações de investigação de áreas contaminadas por combustíveis fósseis.

Mário de Brito Marcelino^{1*} & Joel Sígolo¹

¹ Universidade de São Paulo – USP, São Paulo, Brasil

* Autor correspondente: marcelinoeassociados@gmail.com

Palavras-Chave: Valoração, Área contaminada, Quantificação, Investigação

Resumo

As áreas contaminadas representam sérios impactos negativos para a sociedade como um todo e sua compreensão, quantificação e valoração das atividades com antecedência são fundamentais para o gerenciamento.

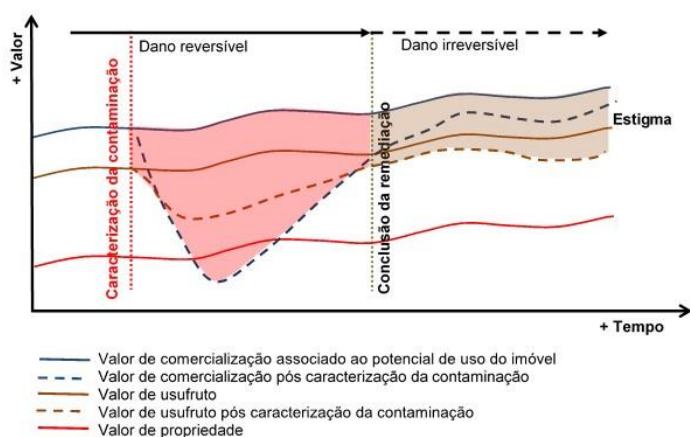


Figura 1 - Evolução do valor do imóvel frente à caracterização da contaminação do solo e/ou da água subterrânea.

Quando ocorre a caracterização da contaminação, devido ao risco associado aos contaminantes, ocorre uma perda de valor associada ao uso e potencial de ganho do imóvel, visto que este passa a apresentar uma limitação de uso, assim como um passivo ambiental associado aos custos para o gerenciamento da área contaminada (tanto a investigação como a remediação).

Assim, o valor final do imóvel passa a variar, em relação à situação antes da contaminação, durante e após o dano reversível, conforme ilustra o gráfico apresentado na Figura 1.

Entretanto, um imóvel, uma vez tendo sido caracterizado como contaminado, sempre terá seu valor depreciado, a curto e médio prazos, em relação às áreas de seu entorno e de mesmas características, devido à limitação do uso associado e “preconceitos” subjetivos, o estigma.

A análise de 878 etapas de gerenciamento de áreas contaminadas (GAC) no Estado de São Paulo, desenvolvidas por 21 empresas diferentes, indica 90 % de chances de haver a necessidade da recuperação do dano reversível quando detectados contaminantes em concentrações acima do permitido legalmente. O gerenciamento das áreas contaminadas ocorre, em média, ao longo de 6,5 anos. Assim, a quantificação antecipada das ações de investigação e recuperação do dano reversível são fundamentais para minimizar os riscos técnicos e legais.

A mensuração e análise estatística dos dados de áreas contaminadas por combustíveis fósseis nos diversos contextos geológicos do Estado de São Paulo, representativos de centenas de relatórios de investigação ambiental, indica que as condições hidrogeológicas pouco mudam, efetivamente, entre os diversos sítios contaminados. Apesar do Estado de São Paulo, com cerca de 250.000 km², apresentar geologia formada por cerca de 30 % de embasamento cristalino e 70 % de Bacia do Paraná (além de pequenas bacias terciárias e quaternárias e dos sedimentos costeiros ao longo de 622 km de seu litoral), a maioria das áreas contaminadas por combustíveis fósseis é constituída por postos de combustíveis e estes tendem a situar-se nas grandes avenidas e ruas dos centros urbanos que, por sua vez, tendem a ser construídas nos vales, em contexto sedimentar aluvionar, associados às drenagens locais. Considerando que o Estado de São Paulo situa-se na região sudeste do Brasil, em clima tropical úmido, em condições favoráveis à intensa intemperização e formação de espesso manto de alteração das rochas cristalinas, quando a área contaminada localiza-se diretamente sobre as rochas não sedimentares, verifica-se que a contaminação ocorre em contexto poroso (secundário, do manto de alteração), com características hidráulicas semelhantes ao verificado nas ocorrências em áreas sedimentares.

Em média, as áreas contaminadas por combustíveis no Estado de São Paulo apresentam, nível freático situado a 4,6 m de profundidade em relação à superfície, gradiente hidráulico de 0,045, porosidade efetiva de 10,3 %, condutividade hidráulica média de $2,06 \text{ E}^{-4} \text{ cm/s}$ e velocidade aparente média da água subterrânea de 2,54 m/ano, pouco variando em função do contexto geológico, apenas havendo a tendência de quanto maior a condutividade do terreno, menor o gradiente hidráulico. Em relação a ocorrência do contaminante, os dados indicam as seguintes características médias: i) fase retida ocorre de forma restrita, até a distâncias inferiores a 2,0 m da fonte de contaminação; ii) a fase livre com 14,6 m de comprimento por 12,2 m de largura e espessura aparente de 0,29 m; iii) a fase dissolvida com 37,9 m (máximo de 115 m), 33,6 m (máximo de 87,0 m) de largura e 2,1 m de espessura e; iv) fase vapor associado a ocorrência das demais fase (Figura 2).

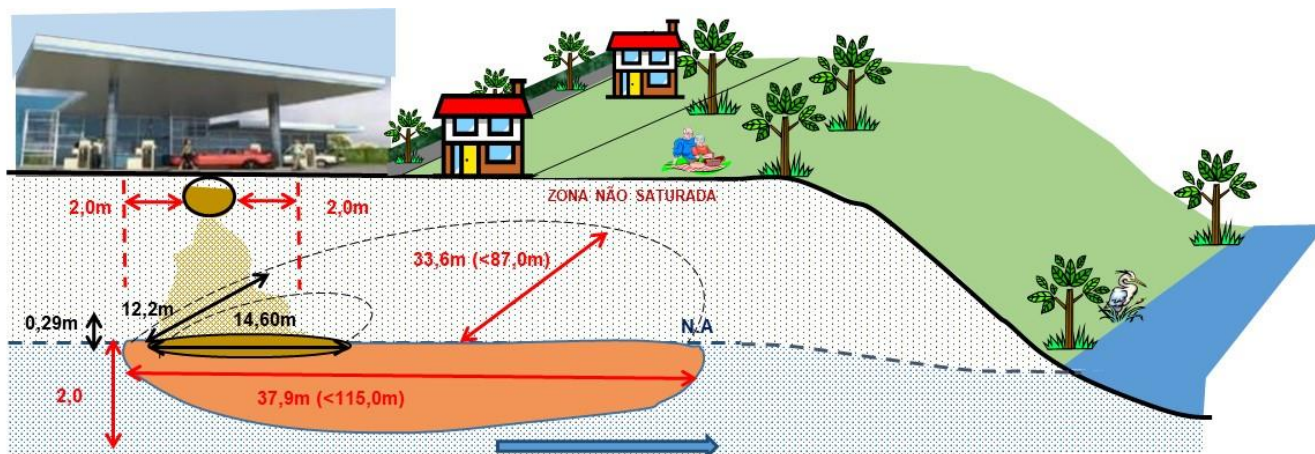


Figura 2 – Ilustração das dimensões médias da contaminação por combustíveis fósseis no Estado de São Paulo, Brasil.

Foi desenvolvida uma modelo numérico que utiliza os dados estatísticos assim como nas características dos contaminantes identificados e na hidrogeologia local, que possibilita estimar as atividades e prazos médios necessários para a investigação do dano ambiental reversível, no momento de sua caracterização inicial (investigação confirmatória), subsidiando a cotação das mesmas no mercado, de forma a possibilitar sua valoração antecipada, denominado EBIC (Estimativa Baseada na Investigação Confirmatória). As estimativas têm como pontos de partida as informações obtidas até a Investigação Confirmatória, tendo por base a Área Fonte de contaminação (AF_{cont}), bem como a data da contaminação (T_0), definidos nas etapas de Avaliação Preliminar e Investigação Confirmatória (CETESB, 2017). Com as atividades de investigação do dano reversível quantificados de forma estimados, é possível efetuar uma cotação para a execução das mesmas e, assim, obter-se a valoração antecipada das mesmas. Os prazos dos trabalhos de investigação são definidos, considerando prazos médios caracterizadas para cada situação, em função da associação de ações definidas com auxílio de fluxograma de tomada de ação.

A metodologia EBIC possibilita a quantificação e valoração da investigação do dano ambiental reversível decorrente da contaminação por combustíveis fósseis, possibilitando a contabilidade ambiental do tema nas empresas e empreendimentos, subsidiando a tomada de decisões corporativas. Considerando que a valoração da investigação do dano ambiental é pressuposto necessário para reparação e indenização do mesmo, e que a estimativa dos custos e do tempo necessário à remediação de uma área contaminada é fundamental nos casos de fusões e aquisições de empreendimentos, assim como na obtenção de Termo de Ajustamento de Conduta (TAC) com o judiciário, tal ferramenta é contribui para a minimização dos riscos corporativos.

O módulo EBIC de prognóstico das ações, custos e prazos da remediação do dano reversível, em fase de calibração, uma vez concluída, possibilitará um melhor planejamento na aquisição e gestão de áreas já degradadas, as *brownfields*.

Referências

COMPANHIA AMBIENTAL DO ESTADO DE SÃO PAULO – CETESB (2017). Decisão de Diretoria Nº 038/2017/C, de 07 Fevereiro de 2017 - Dispõe sobre a aprovação do “Procedimento para a Proteção da Qualidade do Solo e das Águas Subterrâneas”, da revisão do “Procedimento para o Gerenciamento de Áreas Contaminadas” e estabelece “Diretrizes para Gerenciamento de Áreas Contaminadas no Âmbito do Licenciamento Ambiental”, em função da publicação da Lei Estadual nº 13.577/2009 e seu Regulamento, aprovado por meio do Decreto nº 59.263/2013, e dá outras providências. Disponível em: <http://www.cetesb.sp.gov.br/wp-content/uploads/2014/12/DD-038-2017-C.pdf>. Acesso em: 07 de maio de 2018.



Bioengineering and Remedial Liability Take-over as solution for conflicting site clean-up and windmill constructions in Geel, Belgium

Martin Slooijer¹, Rogier de Waele¹, Jan van den Boogaart¹ & Michela de Camillis^{1*}

¹Greensoil Group, Genk, Belgium

*Corresponding author: m.decamillis@greensoilgroup.com

Keywords: Redevelopment, Windmill, Biodegradation, Bioengineering.

Abstract

On a former telecommunication site two source zones with 1,1,1-trichloroethane (TCA) and tetrachloroethylene (PCE) contamination were encountered, with concentrations up to 200ppm and 100ppm respectively. Due to the vertical gradient and gravity flow groundwater is contaminated between 3 and 21 meter depth.

Not only the complex technical remediation was a challenge, also the implementation in the field proved to be difficult due to the presence of multiple stakeholders on the site. The liable party (Nokia) had to finance the remediation and had major concerns on cost control. The liable party was not the site owner, and the owner of the site had major concerns about the use, hindrance and redevelopment of his site. The challenge on this site became even bigger as a third party received a permit to build a windmill on the site, directly on top of one of the two source zones. This would not only complicate the remediation itself but also potentially increase the risk with regards to costs and remediation effectiveness. As all 3 stakeholders had different and conflicting interests, the project was almost put on hold and was evolving into a legal case rather than a remediation case.

Finally, an integrated technical, contractual and financial solution was proposed, taking into account the concerns of all stakeholders.

On a technical basis, an integrated engineering of source excavation and the bioremediation and the construction of the windmill was made. A groundwater recirculation system underneath the windmill was proposed. The groundwater extraction combined with re-injection could be installed together with the construction of the foundation of the windmill and the design of the ground piles for the foundation of the windmill was adapted. Underneath the windmill a recirculation system is operated. Bioaugmentation is used to limit uncertainties and to increase efficiency of the biodegradation. The hindrance for the site owner was limited due to the adapted engineering and the combination with the construction of the windmill. The windmill is built on the location as permitted.

On a contractual and financial basis, the contractor (GreenSoil) took over the complete remediation liability of the client, including the significant financial warranty (bank guarantee) and remedial contract towards the Flemish authorities (OVAM). This limited the financial and contractual risks for the client as well as the extra internal coordination costs (due to multiple stakeholder meetings). In addition to the remedial contract, 3-party agreements with the site owner, the windmill constructor, the remedial expert and OVAM allowed Greensoil to formalize necessary agreements with the other stakeholders.

It is clear that in this project cooperation was needed to unblock further progress in remediation of the site. In addition to the technical challenges, it required that multiple stakeholders worked together to come to an integrated solution with clear lines of communication and a transparent process. The presentation will give insight in the technical challenges and the integrated approach of the windmill construction and remediation as well as the non-technical, contractual and administrative challenges in the liability transfer process to make this project successful. The project also shows that Flemish legislation has evolved nowadays to allow liability transfer of contaminated land in a responsible way allowing out of the box opportunities to solve otherwise blocked sites.

References

This abstract is an actual internal project reference.



Lessons learned from public participation in environmental monitoring commission of decontamination project

Carlos Costa^{1*} & Erika von Zuben¹

¹AECSAS, Lisboa, Portugal

*Corresponding author: direcao@aecsas.pt

Keywords: Public Participation, Remediation Sustainability Strategy.

Abstract

Introduction

The United Nations Economic Commission for Europe (UNECE) Convention on Access to Information, Public Participation in Decision-Making and Access to Justice in Environmental Matters, known as the Aarhus Convention, of which Portugal is one of the first subscribers, was adopted at the fourth ministerial conference Environmental for Europe, in the city of Aarhus, Denmark on June 25, 1998, having entered into force on October 30, 2001. The scope of the Convention is essentially to guarantee the rights of citizens with respect to: (i) access to information, (ii) public participation in decision-making processes and (iii) access to justice in matters of the environment, these three aspects being considered as its three fundamental pillars.

The promoters responsible for the acquisition and management of the land of the former Matinha Gas Factory stated, from the first moment, that they were committed to developing the actions that would allow the environmental rehabilitation of an area of the city of Lisbon characterized by urban and functional disqualification, where obsolete industrial buildings and expectant land coexist together with degraded housing areas.

Inspired by the aims of the Aarhus Convention and aware of their responsibilities in a project of such visibility and scope, the Promoters intended to conduct the entire process in a model, comprehensive and participatory manner, involving all interested parties on a voluntary basis, at various levels, namely at the environmental level, since the first moment, having promoted for this purpose the constitution of the Environmental Monitoring Committee of the Matinha Urban Development (CAAEM). The constitution of CAAEM aimed to cover the largest possible number of collective entities, of public or private law, as well as any interested citizens, with representation in the parish of Marvila and neighbouring zones and also, who, directly or indirectly, can be impacted with the projected development, thus giving them the right to their participation in relevant decisions and access to information.

CAAEM is composed of the Promoters (or by those who represent them) and by individuals or groups, representing private and public interests in the Intervention Area, namely: citizens, residents and residents associations, NGO, administrative entities with territorial competence in the intervention area, such as parish and municipal councils, and other entities of the central, regional and local public administration, namely in the area of health and the environment. Since the implementation of the Decontamination Project is being developed at this stage since August 2020, CAAEM debates essentially the subjects related to the Project, e.g. emission of gases and dust, air quality and wastewater resulting from the excavations, noise and vibrations, fluidity and traffic safety related to soil transport and consequent impact on the population or the environment.

This paper aims to convey the experience accumulated by CAAEM in involving communities in decision-making. Decisions that concern them and that affect their future development, distinguishing themselves from the pre-defined procedures of a formal "top-down" evaluation process, and favouring a "bottom-up" community participation process, which promotes the empowerment of individuals and increase levels of cooperation and control by members of the community.

Remediation Sustainability Strategy

The assessment of the sustainability of a remediation project is specific and subjective according to the location in question, and takes into account a wide range of factors in addition to the different perspectives of the stakeholders (ITRC 2011a,b).

In the development of Matinha's remediation strategy, the environmental objectives considered the most relevant were:

- Waste: search for alternatives to minimize or eliminate the generation of waste and maximize the reuse and recycling/valorization of materials that arise during remediation and construction;
- Climate Change: minimize carbon dioxide emissions; the energy sources during the remediation were relevant to this objective;
- Materials: acquire and use environmentally and socially responsible materials through sustainable purchases;
- Inclusion: to effectively engage, communicate and consult stakeholders and the surrounding communities, involving public participation during the planning and implementation of remediation;
- Impacts on soil, water, noise and air: optimize positive impacts and minimize adverse impacts on soil, water, noise and air quality; design was a relevant aspect in the implementation of the project.
- Water: efficient use of water, optimization.

Among the social and economic aspects, those considered in the project were:

- Stakeholder engagement: the project's sustainability strategies included extensive consultation with key stakeholders. During remediation, a website was created for information to the local community in addition to monthly meetings;
- Protection of industrial heritage: gasometers will be preserved and transformed into public equipment;
- Transformation of the region: the riverside area until the end of the 20th century was an area that was partly abandoned, polluted and with little access. With the new uses for the area, 2,000 new homes are planned, and the project created local opportunities and promoted the regeneration of the entire region.

References

ITRC (Interstate Technology & Regulatory Council) (2011a). Green and Sustainable Remediation: *State of the Science and Practice*. GSR-1. Washington, D.C.: Interstate Technology & Regulatory Council, Green and Sustainable Remediation Team. www.itrcweb.org.

ITRC (Interstate Technology & Regulatory Council) (2011b). Green and Sustainable Remediation: *A Practical Framework*. GSR-2. Washington, D.C.: Interstate Technology & Regulatory Council, Green and Sustainable Remediation Team. www.itrcweb.org.



Green remediation strategies: the contribution to sustainable development

Celeste Jorge^{1*}

¹ Laboratório Nacional de Engenharia Civil, Lisboa, Portugal

*Corresponding author: cjorge@Inec.pt

Keywords: Green Remediation, Site Contamination, Strategies, Sustainable Development.

Abstract

The main goal of contaminated sites remediation or cleanup is to improve the conditions (features) of these sites, related to the presence of harmful substances, avoiding negative repercussions for human health and the environment, paying attention also to the safety of these places. The solutions and practices considered must produce less environmental footprint and include the local communities in decision and treatment actions. At the same time, it should be considered throughout the process, the need to respond to the problems of the present without destroying the needs of future generations. In other words, to adopt a strategy that contributes to sustainable development.

All cleanup approaches, and all elements of the cleanup process, can be optimized to enhance their overall environmental outcome; therefore, green remediation involves more than merely adopting a specific technology or technique (USEPA & OSWER, 2009). Green remediation involves the integration of sustainable principles, practices and metrics into all phases of a remediation project, from initial investigation through site closure. The focus is on reducing the environmental “footprint” of remedial actions, including factors such as energy use, greenhouse gas (GHG) emissions, water and raw materials consumption and beneficial reuse of the property (adapted from WDNR, 2011). Figure 1 shows all the aspects that should be considered.

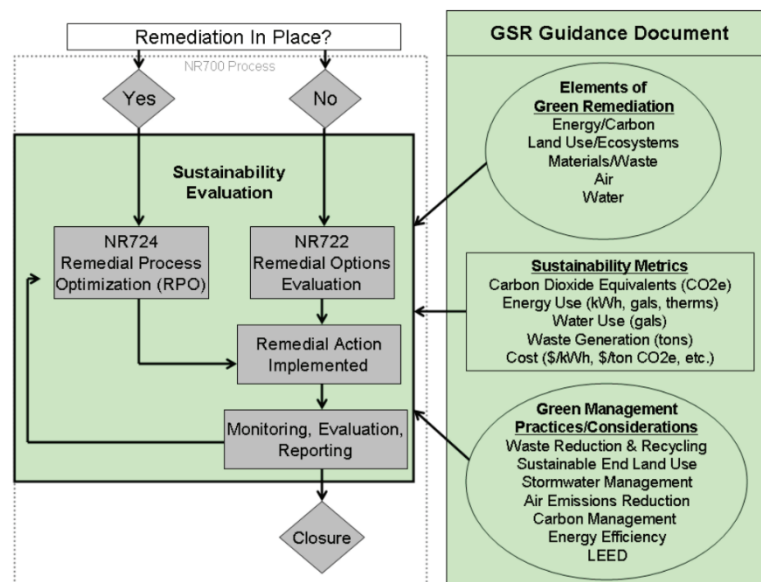


Figure 1 – Considering Green Remediation as part of the sustainable development (WDNR, 2011).

All of that, to avoid contributing to the present global crisis, that results from specific local and global crisis integration. According to the Science for Environment Policy (2021), the biodiversity crisis, the climate crisis and the health crisis are interdependent. But just as the crises are linked, so are the solutions (EC, 2020). Nature-based solutions (NbS) are our best ally in the fight against climate change and help deliver the EU Biodiversity Strategy for 2030. These solutions bring multiple benefits - they empower people and communities, they increase resilience, and they provide jobs and business opportunities. NbS... have in common the assumption that ecosystems in healthy condition deliver multiple benefits and services for human well-being and address economic, social and environmental goals (Science for Environment Policy, 2021).

The concept of NbS builds upon a host of well-established practices... examples being ecological engineering, renaturing or rewilding, green-blue infrastructure, natural climate solutions, and natural capital and infrastructure... [It provides] NbS a new narrative involving biodiversity and ecosystem services aligned with goals of innovation for growth and job creation, and with a potential opening for transformational pathways towards sustainable societal development (Nesshöver et al., 2016). All of that to achieve the SDGs (Sustainable Development Goals), according to Figure 2.

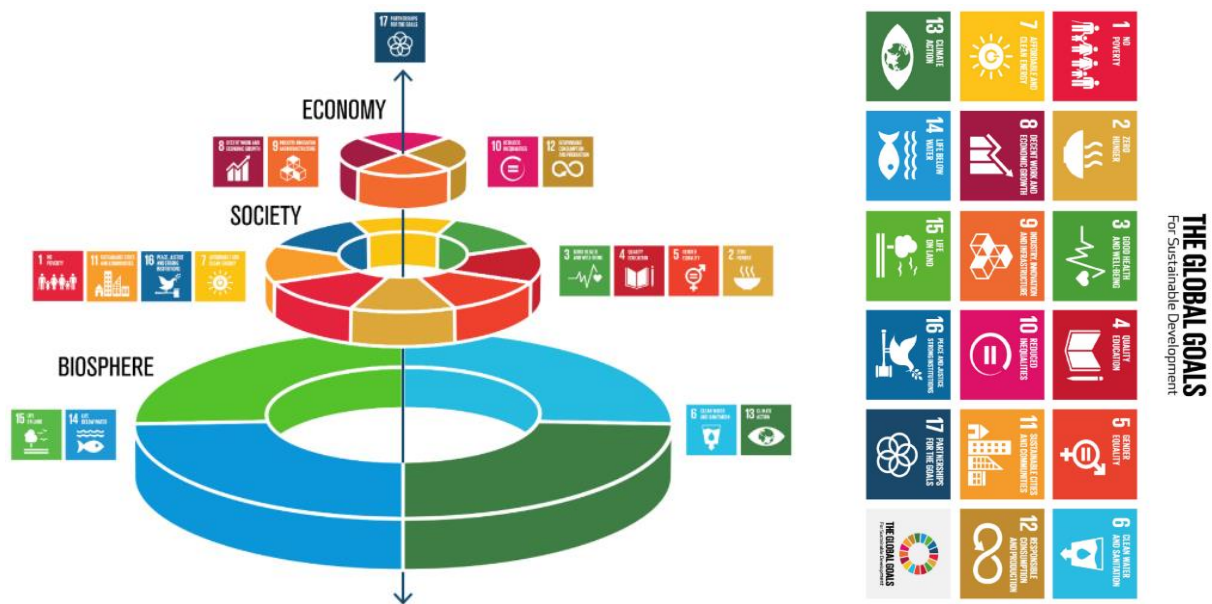


Figure 2 - SDGs 6, 13, 14 and 15 are the base of all Sustainable Development and are connected with all the other SDGs (Rockström & Sukhdev, 2016).

In conclusion, with this type of approach strategy, it would be possible to improve local conditions, minimizing local and global repercussions and complying with all applicable laws and regulations. On the other hand, the communities would be involved and the potential conflict could be non-existent, considering the future land use planned for the site. Characterization activities of the contamination must be carried out in a transparent manner, involving the community and other interested parties. The description of how the programs will be considered must be explained. The implementation of remediation should use the best available practices and local businesses and populations, contributing to the development of the economy and employment. The green solutions should consider: Total Energy Use and Renewable Energy Use; Air Pollutants and Greenhouse Gas Emissions Control; Water Use and Impacts to Water Resources Control and Treatment; Materials Management and Waste Reduction Practices; Land Management and Ecosystems Protection Principles. In the end, everyone benefits and the local communities support the project and the final result. In this way, sustainable development will be achieved.

References

- EC (2020) *EU Biodiversity Strategy for 2030*. Communication from the Commission to the European Parliament, The Council, The European Economic and Social Committee and The Committee of the Regions, European Commission.
- Nesshöver, C.; Assmuth, T.; Irvine, K.N.; Rusch, G.M.; Waylen, K.A.; Delbaere, B.; Haase, D.; Jones-Walters, L.; Keune, H.; Kovacs, E.; Krauze, K.; Kylvik, M.; Rey, F.; van Dijk, J.; Vistad, O.I.; Wilkinson, M.E.; Wittmer, H. (2017) *The science, policy and practice of nature-based solutions: An interdisciplinary perspective*. Science of The Total Environment, 579: 1215-1227.
- Rockström, J.; Sukhdevnew, P. (2016) *Illustration of the Sustainable Development Goals and how they are all linked to food*. Presentation to EAT Forum. Azote for Stockholm Resilience Centre, Stockholm University, Stockholm.
- Science for Environment Policy (2021) *The solution is in nature. Future Brief 24*. Brief produced for the European Commission DG Environment. Bristol: Science Communication Unit, UWE Bristol.
- USEPA & OSWER (2009) *Principles for Greener Cleanups*. U.S. Environmental Protection Agency and Office of Solid Waste and Emergency Response.
- WDNR (2011) *Green & Sustainable Remediation Manual: A Practical Guide to Green Remediation in the State of Wisconsin*. Pub-RR-911, Wisconsin Department of Natural Resources, Wisconsin.



Práticas sustentáveis para a reutilização de áreas contaminadas no município de São Paulo (SP)

Rizia Miranda Aguiar^{1,2*}, Isabel Cristina de Barros Trannin³ & Paulo Cesar Lodi¹

¹Universidade Estadual Paulista Júlio de Mesquita Filho (UNESP), Departamento de Engenharia, Bauru, Brasil

²Cetrel S/A, Gerenciamento Ambiental e Monitoramento, Camaçari, Brasil

³Universidade Estadual Paulista Júlio de Mesquita Filho (UNESP), Departamento de Engenharia Civil, Guaratinguetá, Brasil

*Autor correspondente: rizia.aguiar@gmail.com

Palavras-Chave: Contaminação. Remediação. Solos. Águas subterrâneas. Sustentabilidade.

Resumo

No Estado de São Paulo, a legislação relacionada à reabilitação de áreas contaminadas avançou nos últimos anos, com o Decreto nº 59.263/2013 e a DD nº 038/2017/C da Cetesb, que permitem a reutilização segura destas áreas e evitam a expansão das cidades para regiões preservadas. No entanto, existe necessidade da atualização da legislação brasileira para assegurar maior conforto jurídico aos *stakeholders* na adoção de práticas sustentáveis no processo de remediação e de reutilização destas áreas. Neste sentido, este estudo teve como objetivo gerar subsídios para que a prática de reutilização de áreas contaminadas seja implementada de forma segura e sustentável no Brasil. Para isso foram analisadas 152 áreas contaminadas e em processo de reutilização (ACRu) da cidade de São Paulo (SP), cadastradas pela Cetesb em 2018. Desta análise verificou-se que os metais foram os contaminantes de maior ocorrência, presentes em 83 áreas das 152 ACRu, e em 46,71% dos casos, associados a outros tipos de contaminante, gerados principalmente por indústrias de transformação e de postos de revenda de combustíveis, como solventes aromáticos, representados pelo benzeno, tolueno, etilbenzeno e xilenos (BTEX), hidrocarbonetos policíclicos aromáticos (PAHs), hidrocarboneto total de petróleo (TPH) e solventes halogenados. A água subterrânea foi o meio mais impactado, correspondendo a 92,10% das 152 ACRu, demandando de maiores cuidados nos planos de intervenção e gerenciamento das áreas, tendo em vista que as plumas de contaminantes em águas subterrâneas podem ultrapassar os limites das áreas de uso e ocupação do solo, sendo imprescindível a delimitação adequada do polígono da área impactada. As técnicas de remediação mais aplicadas no gerenciamento do passivo nas 152 ACRu da cidade de São Paulo foram a remoção de solo (34,21%); a extração multifásica (13,82%); a oxidação química (12,50%); a extração de vapores (8,55%) e o bombeamento e tratamento (7,89%), dez áreas não tiveram medidas de remediação implantadas (6,58%) e as demais técnicas de remediação corresponderam a 16,45%. Verificou-se também que as soluções de engenharia são pouco utilizadas, embora possam desempenhar um papel importante nas tratativas de controle do risco de exposição aos receptores, tendo em vista que 59,87% das ACRu foram utilizadas por atividade industrial, e destas, 70,4% estão em processo de reutilização por empreendimentos imobiliários. Fato que denota que existe pouca conexão entre o projeto de reutilização da área contaminada e o plano de intervenção. Para garantir a sustentabilidade do projeto é necessário entender quais são os *stakeholders*, que são os responsáveis pela tomada de decisão e os proponentes dos fatores mais relevantes acerca dos objetivos da reutilização da área. Neste aspecto, para que o processo de reutilização de uma área contaminada seja sustentável e seguro é necessário considerar todos os fatores relacionados ao projeto, com o planejamento detalhado da mudança do uso do solo a partir da desativação do empreendimento e buscando conectar o projeto de reutilização ao plano de intervenção determinado pela Cetesb. Para o estabelecimento dos *stakeholders* de cada projeto é preciso considerar a classificação da área contaminada no Plano de Intervenção, tendo em vista que: Classe A é economicamente viável, o mercado privado já possui interesse para a regeneração sem assistência do setor público, pois encontram-se em locais valorizados e dinâmicos, do ponto de vista econômico e de uso e ocupação do solo; Classe B geralmente são *brownfields*, que não podem ser reutilizados sem financiamento do setor público. Os motivos desta não reutilização direta, podem estar associados à contaminação significativa, levando a altos custos de remediação, ou à infraestrutura e acesso inadequados, juntamente com baixos preços destas propriedades. Com a ajuda do financiamento público, é possível encontrar investidores privados, que possibilitem a reutilização dessas áreas; e Classe C são locais com contaminação muito elevada ou com possibilidades econômicas extremamente limitadas, devido a uma localização adversa. É necessário um financiamento público substancial para promover novos usos destas áreas. Essas propriedades, geralmente, são reutilizadas para fins ecológicos, como reflorestamento, em áreas rurais ou para estacionamento, em áreas urbanas, a classificação foi baseada nos critérios estabelecidos por Franz (2007). As práticas sustentáveis para a reutilização das ACRu apresentadas na Tabela 1 foram estabelecidas pelos critérios apontados em ASTM (2013) e a Figura 1 apresenta o fluxograma do processo de reutilização de áreas contaminadas aplicado à cidade de São Paulo (SP). Destaca-se que em alguns casos a área reutilizada permanece contaminada, mas a

reutilização é assegurada pelo monitoramento contínuo, etapa que também demanda de práticas sustentáveis. Estas práticas podem subsidiar a elaboração de projetos em outras regiões do Brasil, desde a sua concepção até o encerramento.

Tabela 1. Práticas sustentáveis recomendadas ao processo de reutilização de áreas contaminadas.

Atividade	Práticas sustentáveis
Planejamento e gerenciamento	Implementação de técnicas e práticas de menor deslocamento, melhor aproveitamento de espaços e de recursos humanos locais, com redução dos impactos ambientais inerentes à logística.
Energia e combustível	Desenvolvimento das atividades em períodos de menor demanda energética e utilização de equipamentos acionados por pulsos, automatizados e programáveis no projeto de remediação.
Veículos e equipamentos	Devem utilizar fontes de energia e combustíveis mais ecológicos e processos automatizados, que permitem a programação e a diminuição da rotação de motores, que não estão sendo demandados em carga extrema.
Resíduos e efluentes	A geração deve ser evitada, além da adoção de práticas como reutilização, reciclagem e reaproveitamento dos resíduos gerados, prevendo a minimização de distância a ser percorrida, em caso de destinação.
Águas superficiais e pluviais	Sistemas de captação e tratamento de águas devem permitir o reuso estratégico e seguro para fins não potáveis.
Amostragem e análise	Tecnologias de alta resolução devem ser priorizadas, para permitir a avaliação em campo, tais como cromatógrafo portátil, XRF, laboratórios móveis, com melhoria de logística.
Construções	Priorizar o uso de energias renováveis nos sistemas de ventilação, aquecimento e resfriamento do ambiente e de equipamentos de baixo consumo, a coleta e o reuso de águas pluviais, entre outras práticas sustentáveis.
Seleção de materiais	Materiais com menor pegada ambiental e maior ciclo de vida, com possibilidade de reutilização ou reciclagem, e que permitam adequações de ampliação ou redução, conforme a progressão do projeto.

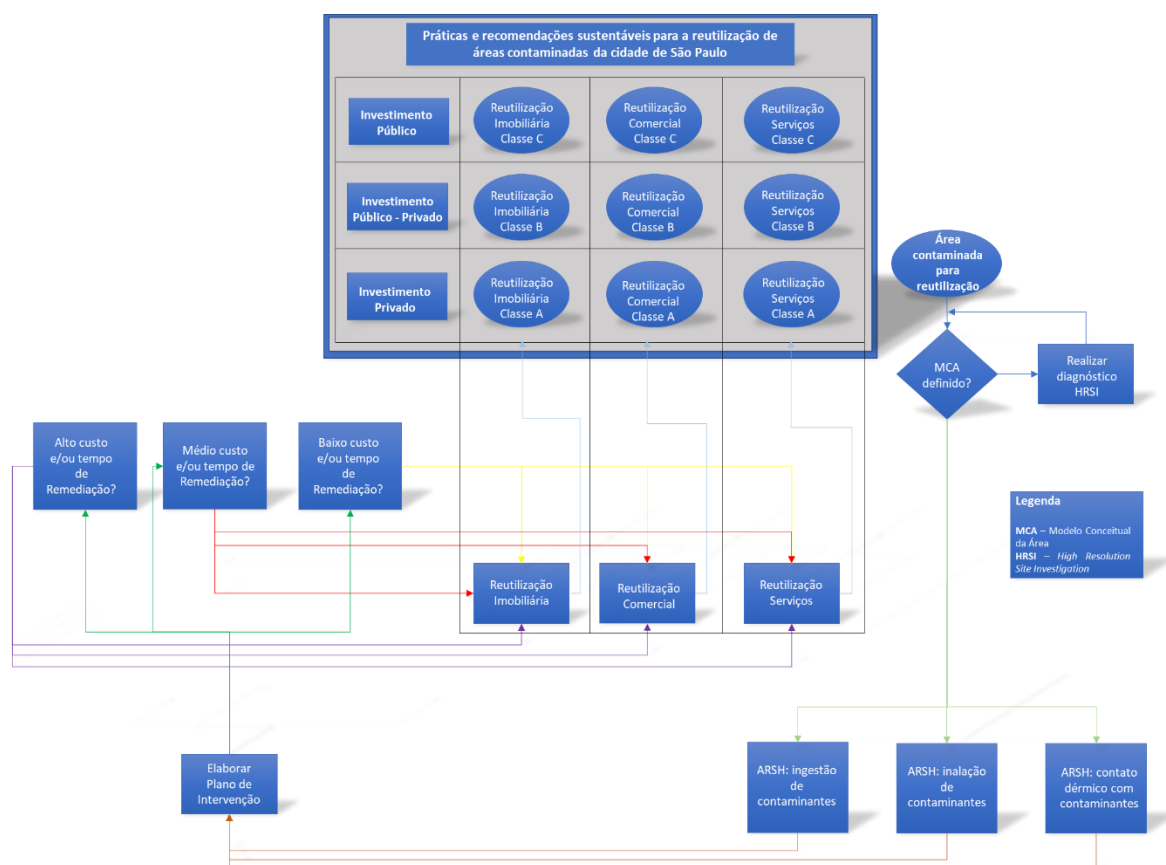


Figura 1 - Fluxograma do processo de reutilização de áreas contaminadas aplicado à cidade de São Paulo (SP).

Referências

- American Society for Testing and Materials (2013). ASTM - E2876-13: *Standard Guide for Integrating Sustainable Objectives into Cleanup*. Estados Unidos da América, 22 p.
- Cetesb - COMPANHIA AMBIENTAL DO ESTADO DE SÃO PAULO (Estado) (2017). Decisão de Diretoria nº 038-2017/C, de 07 de fevereiro de 2017. *Decisão de Diretoria Nº 038/2017/C, São Paulo*.
- Cetesb. *Relação de áreas contaminadas e reabilitadas no Estado de São Paulo* (2019). Disponível em: <https://cetesb.sp.gov.br/areas-contaminadas/wp-content/uploads/sites/17/2019/04/Ordem-Ag%C3%Aancia-Ambiental.pdf>. Acesso em: 6 abr. 2019.
- Franz, M. et al. (2007). Sustainable development and brownfield regeneration. *What defines the quality of derelict land recycling?* Journal Environmental Sciences, [s. l.], ano 2, v. 3, p. 135-151. DOI <https://doi.org/10.1080/15693430600800873>. Disponível em: <https://www.tandfonline.com/doi/full/10.1080/15693430600800873>. Acesso em: 30 mar. 2019.

ÍNDICE AUTORES (oradores) | AUTHOR INDEX (speakers)

Autor Author	Página Page
Alberto Leombruni	91, 100
Anabela Reis	60
Araceli Mir	112
Ariane Correa Barbosa	32
Aurélien Vandekerckhove	83
Aurora Santos	89
Bárbara Fonseca	62
Carlos Costa	121, 127, 146
Catarina Pinho	58
Celeste Jorge	148
Cristina Delerue-Matos	8
Cynthia Alcántara	94
Dan Alexander	38
Daniela Dias	56
Diana Rede	80
Dietmar Müller-Grabherr	15
Elena Surra	77
Erika von Zuben	5, 6, 25, 28
Ewa K. Andersen	85
Flávio Lopes Linquevis	133
Graça Brito	123
Guilherme Panichi Amaro	54
Jacqueline Zanin Lima	108
Jaqueline Rodriguez	110
João Brissos	125
Joaquim Góis	66
José Carlos Rocha Gouvêa Júnior	72, 75, 117, 131
Liliana Cardoso	68
Lina Araki	50
Lopes, Michel.	129
Luis Adensohn	34, 102
Marco Falconi	10
Marcos Tanaka Riyis	40, 43
Marcos Vinícius Corrêa Garcia	73
Maria Cristina Franceschini Chade	106
Maria J. Fernandes	70
Marina Monné de Oliveira	135
Mário de Brito Marcelino	143
Martin Slooijer	93, 96
Mateus Knabach Evald	115
Mayara Pupo	99
Michela de Camillis	145
Nicolas Bernardes	87
Niels Ploug	84

Autor Author	Página Page
Paul Bardos	17
Paul Nathanael	13
Paulo Cesar de Melo Negrao	39, 42
Paulo Sá Caetano	139
Pedro Morais Cardoso	137
Rafael Sato	48
Ricardo Manuel	64
Rizia Miranda Aguiar	150
Roberta Mori	23
Rodrigo Coelho	119
Rodrigo da Silva Trentin	30
Rosana Maria de Macedo Borges	141
Sérgio Veríssimo Filho	79
Silvana Manasievska Simikj	97
Søren Eriksen	76
Tuane Alves da Silva Kempfer	46
Victor Inada	36, 104
Willem Mitsuo Takiya	27, 45, 52



AECSAS