

TESIS DOCTORAL

Caracterización hidrogeológica y estudio del
biogás en vertederos de la provincia de Málaga.
Bases para su gestión medioambiental.




ANTONIO FERMÍN CASTRO GÁMEZ

Málaga, 2015



Publicaciones y
Divulgación Científica

AUTOR: Antonio Fermín Castro Gámez
 <http://orcid.org/0000-0001-6662-4711>

EDITA: Publicaciones y Divulgación Científica. Universidad de Málaga



Esta obra está bajo una licencia de Creative Commons Reconocimiento-NoComercial-SinObraDerivada 4.0 Internacional:

Cualquier parte de esta obra se puede reproducir sin autorización pero con el reconocimiento y atribución de los autores.

No se puede hacer uso comercial de la obra y no se puede alterar, transformar o hacer obras derivadas.

<http://creativecommons.org/licenses/by-nc-nd/4.0/legalcode>

Esta Tesis Doctoral está depositada en el Repositorio Institucional de la Universidad de Málaga (RIUMA): riuma.uma.es

Caracterización hidrogeológica y estudio del biogás en vertederos de la provincia de Málaga. Bases para su gestión medioambiental.

Memoria de Tesis Doctoral presentada por
Antonio Fermín Castro Gámez para obtener
el Grado de Doctor en Ciencias

Vº Bº El Director

Vº Bº El Director

Fdo. Iñaki Vadillo Pérez
Profesor Titular de Geodinámica Externa
Dpto. Ecología y Geología
Universidad de Málaga

Fdo. Mario Chica-Olmo
Catedrático de Geodinámica Externa
Dpto. Geodinámica Externa
Universidad de Granada



UNIVERSIDAD
DE MÁLAGA

DEPARTAMENTO DE
ECOLOGÍA Y GEOLOGÍA

Málaga, 5 de Noviembre de 2015

D. Iñaki Vadillo Pérez, Profesor Titular del Área de Geodinámica Externa de la Universidad de Málaga, adscrito al Departamento de Ecología y Geología, como director de la Tesis Doctoral que más adelante se detalla,

CERTIFICA que:

ha dirigido (codirigida con el profesor Dr. Mario Chica-Olmo) la Tesis Doctoral "CARACTERIZACIÓN HIDROGEOLÓGICA Y ESTUDIO DEL BIOGÁS EN VERTEDEROS DE LA PROVINCIA DE MÁLAGA. BASES PARA SU GESTIÓN MEDIOAMBIENTAL" realizada por D. Antonio Fermín Castro Gámez, con DNI: 27.490.490-Q, y que reúne los requisitos previstos por la legislación vigente para su presentación y defensa, lo que comunico para su conocimiento y a los efectos oportunos.



UNIVERSIDAD DE GRANADA
DEPARTAMENTO DE GEODINAMICA

Mario Chica-Olmo , catedrático de la Universidad de Granada, como director de la Tesis Doctoral que más adelante se detalla

CERTIFICA:

Que ha dirigido (en codirección con el Prof. Dr. Iñaki Vadillo Pérez, Universidad de Málaga) la Tesis Doctoral titulada "*Caracterización Hidrogeológica y Estudio del Biogás en Vertederos de la provincia de Málaga. Bases para su Gestión Medioambiental*" realizada por D. Antonio Fermín Castro Gámez. Y, que este trabajo de tesis reúne los requisitos previstos por la legislación vigente para su presentación y defensa.

Granada a 03 de noviembre de 2015.

Fdo. Mario Chica Olmo

Catedrático

Universidad de Granada

Agradecimientos

Quisiera expresar mi gratitud a todos aquellos que han contribuido a hacer posible la elaboración de la presente memoria.

A mis directores de Tesis, Iñaki Vadillo y Mario Chica-Olmo, por su apoyo y dedicación, así como por sus sugerencias y revisiones. Con el primero tengo una deuda de amistad, al segundo, nunca le podré terminar de agradecer mi iniciación en la geoestadística hace ya más de dos décadas.

A Paco Carrasco sin cuya ayuda muchos datos se habrían *quedado en el tintero* si no es por la financiación del Proyecto del Ministerio de Ciencia e Innovación: *La Protección de las aguas subterráneas frente a la contaminación. Contribución al desarrollo de la Directiva 2006/118/CE de la Unión Europea (CGL2008-04938/BTE)*, a José Miguel Rodríguez Maroto por sus consejos y ayuda y a Bartolomé Andreo y a Francisco García Herruzo por su apoyo.

A quienes facilitaron la labor de toma de datos y muestreo, especialmente a Blas Molina Calero, a Ramón Carbonell Martí técnicos de la empresa Vegasver y a Francisco Rafael Fera, operario del campo de gas cuya experiencia y fino “olfato” posibilitaron que más de una campaña finalizase con éxito, esta Tesis se ha beneficiado de su alta profesionalidad

Merecen especial mención Javier Pazos, Maravillas Albertos y Belén Villodres técnicos de Limasa que supervisaron el muestreo de lixiviados y en ocasiones muestrearon ellos mismos. Lo mismo cabe decir de Sebastián González, Oscar Naranjo, Silvia Villanueva y Victoria Pavón, profesionales de Urbaser que me dedicaron tiempo y esfuerzo de forma desinteresada,

Francisco Zurita y Ángel Castillo técnicos del Consorcio Provincial de Residuos Sólidos Urbanos y responsables de diversas instalaciones de la provincia intervinieron de forma decisiva en la parte dedicada a biogás, de igual forma que Marco Antonio Navarro, técnico de la Mancomunidad de la Costa del Sol Occidental cuyo apoyo técnico y humano resultó de vital importancia

No puedo dejar de mencionar a los compañeros del Grupo de Hidrogeología de la UMA especialmente Juan Antonio Barberá y Matías Mudarra, Pablo Jiménez, Begoña Irrausti y todos los compañeros del Departamento., mención especial merece Mateo Márquez Díaz, que en su proyecto Fin de Master RHYMA ya dio los primeros pasos en la investigación de los vertederos de Málaga.

Ni a los del Servicio de Protección, especialmente a Ángel Villavieja y a Soledad Marín. Tampoco puedo dejar de mencionar a Manolo López Chicano de la Universidad de Granada por su apoyo y ayuda y a Eulogio Pardo por sus consejos y por su impagable disponibilidad.

A las empresas que me brindaron su experiencia y colaboración especialmente a Vorsevi, Geocisa, Inema, AGS, Geytex, entre otras muchas.

Si alguna de las personas que han participado de alguna manera en este proyecto no se encontrara en estas líneas espero que no se sienta ofendida por ello, ya que con toda seguridad responde a uno de mis habituales despistes.

Finalmente mi agradecimiento a mi mujer Cristina, a mi hijo Antonio,... y a mi perro Canelo por armarse de valor y esperar...Mientras redacto estas líneas, Canelo se sonríe entre dientes y murmura ¡¡¡¡....otro día sin que me saque....!!!!

ÍNDICE

I. INTRODUCCIÓN	1
1. Planteamiento de la investigación	1
2. Características generales de los vertederos	2
2. 1. Complejo Medio Ambiental (CMA) de Valsequillo	2
2. 2. Complejo Medio Ambiental de Málaga (CMA) “Los Ruices”	4
2. 3. Complejo Medio Ambiental (CMA) de la Costa del Sol	9
3. Objetivos	14
4. Metodología	17
4. 1. Adquisición de datos	17
4. 2. Métodos de Laboratorio	19
4. 3. Métodos de Gabinete	20
5. Organización de la Memoria de Tesis Doctoral	22
II. LOS RSU EN LA PROVINCIA DE MÁLAGA. EL MEDIO FÍSICO	23
1. Geología e Hidrogeología	24
1. 1. CMA de Valsequillo	24
1. 2. CMA de Los Ruices	25
1. 3. CMA de la Costa del Sol	26
2. Climatología	27
2. 1. Análisis de la Precipitación	27
2. 2. Caracterización termométrica	32
2. 3. Radiación solar	¡Error! Marcador no definido.
2. 4. Evapotranspiración	36
III. FUNDAMENTOS RELATIVOS A LA GESTIÓN DE VERTEDEROS	45
1. Vertederos	46
1. 1. Conceptos generales	46
1. 2. Impermeabilización	47
1. 3. Tipos de vertederos y problemática ambiental	50
2. Lixiviados	53
2. 1. Formación de lixiviados	53

2. 2. Composición del lixiviado.	54
2. 3. Balance de Aguas en Vertederos	58
2. 4. Estadísticos utilizados para evaluar las simulaciones	62
3. Biogás o gas de vertedero.	67
3. 1. Origen de los gases de Vertedero	67
3. 2. Balance de Masas del Metano	68
3. 3. Controles activos del gas de vertedero.....	71
3. 4. Métodos pasivos de Control del Gas de Vertedero	72
4. Análisis espacio-temporal de datos.....	73
4. 1. Aspectos generales del método geoestadístico.....	73
4. 2. Otros métodos de estimación no lineal.	85
5. Análisis de series temporales.	88
5. 1. Análisis Correlatorio y Espectral (ACE).	88
5. 2. Análisis de caudales clasificados.	91
5. 3. Aplicación de la transformada de wavelet.....	91
IV. ANÁLISIS ESPACIAL DEL COMPLEJO MEDIO AMBIENTAL DE Valsequillo	97
1. Introducción y objetivos.....	97
2. Sistema de desgasificación	97
3. Técnicas de estimación empleadas.....	98
4. Campañas de muestreo.....	99
5. Variabilidad espacial: Variogramas	103
6. Validación cruzada y resultados obtenidos	105
7. Cartografías de estimación	108
7. 1. CH ₄	109
7. 2. CO ₂	112
7. 3. r (CH ₄ /CO ₂)	112
7. 4. CO.....	113
7. 5. H ₂ S	113
7. 6. Nivel de lixiviado y espesor no saturado	114
7. 7. pH y temperatura.....	117

8. Medidas de emisión	118
8. 1. Emisión en sondeos	119
8. 2. Emisiones superficiales.....	127
9. Tomografías eléctricas	144
10. Balance de masas para el Metano	151
10. 1. Metano Producido.....	151
10. 2. Metano recuperado y oxidado.....	151
10. 3. Metano migrado y variación en el volumen almacenado	153
11. Sistema de desgasificación, variaciones espaciales y temporales	154
12. Balance final	156
13. Conclusiones.....	156
V. ANÁLISIS HIDRODINÁMICO E HIDROQUÍMICO DEL COMPLEJO MEDIO AMBIENTAL DE LOS RUICES	159
1. Introducción y Objetivos.....	159
2. Datos de partida.....	159
3. Características geotécnicas.....	162
4. Informe de movimientos del vertedero V1L.....	163
5. Validación y Análisis de sensibilidad aplicado a la simulación	166
6. Aplicación del modelo HELP.....	167
6. 1. Vertedero V2L.....	169
6. 2. Vertedero V1L.....	173
6. 3. Estadísticos y Criterios de eficiencia para la simulación.....	174
6. 4. Fugas en V2L.....	175
7. Tomografías eléctricas	176
7. 1. Características de la campaña.....	177
7. 2. Resultados.....	177
8. Campaña de sondeos. Hidrodinámica	185
9. Caracterización química del lixiviado	193
9. 1. Parámetros físico-químicos.....	195

9. 2. Diferenciación de lixiviados en función de la pluviometría	200
9. 3. Análisis Estadístico Multivariante	202
9. 4. Evoluciones temporales	210

VI. ANÁLISIS HIDRODINÁMICO, HIDROQUÍMICO Y DE SERIES TEMPORALES DEL COMPLEJO MEDIO AMBIENTAL DE LA COSTA DEL SOL **225**

1. Introducción y objetivos.....	225
2. Análisis de sensibilidad	226
3. Aplicación del modelo HELP.....	228
4. Tomografías eléctricas.....	243
5. Caracterización química del lixiviado.....	245
5. 1. Parámetros físico-químicos.....	247
5. 2. Diferenciación de lixiviados en función de la pluviometría	253
5. 3. Análisis Estadístico Multivariante	255
5. 4. Evoluciones temporales	264
6. Análisis Correlatorio y Espectral.....	273
6. 1. Autocorrelogramas	273
6. 2. Variogramas	277
6. 3. Espectros Simples.....	279
6. 4. Correlogramas Cruzados	285
6. 5. Amplitud Cruzada	290
6. 6. Función de Fase	293
6. 7. Función Coherencia.....	294
6. 8. Función Ganancia.....	295
7. Caudales clasificados y curvas de recesión.....	298
8. Análisis de Wavelet. Datos Utilizados	2990
8. 1. Caudal anual de lixiviado.....	2990
8. 2. Niveles.....	307
8. 3. Aportes externos.....	311
9. Conclusiones.....	317

VII. CONCLUSIONES	321
1. Complejo Medioambiental de Valsequillo	321
2. Complejo Medioambiental “Los Ruices”	323
3. Complejo Medioambiental de la Costa del Sol	325
VIII. BIBLIOGRAFÍA	331
ANEXOS	353

ÍNDICE DE FIGURAS

Figura 1.1. Entradas de RSU en el vaso nº 4 del Complejo Medio Ambiental de Valsequillo y caracterización de los residuos.	3
Figura 1.2. Evolución del Complejo Ambiental de Valsequillo (Antequera, Málaga).	4
Figura 1.3. Esquema de explotación (fases, arriba) de V2L y método de explotación de V1L (formación de celdas y fases, abajo).	6
Figura 1.4. Evolución de los vertederos V1L y V2L de Limasa desde 1998 hasta 2011.	8
Figura 1.5. Perspectiva de las instalaciones del Complejo Medio Ambiental de la Costa del Sol.	10
Figura 1.6. Vista general del vaso 3 desde el vaso 1.	12
Figura 1.7. Proceso de vertido en baso activo.	13
Figura 1.8. Sistema de evacuación de lixiviados y control de fugas.	14
Figura 2.1. Ubicación y características de los vertederos. Sistemas de gestión y explotación.	23
Figura 2.2. Esquema geológico de la zona ocupada por el Complejo Medio Ambiental de Valsequillo (Antequera).	24
Figura 2.3. Imagen satélite Complejo Medio Ambiental Los Ruices.	25
Figura 2.4. Esquema geológico del Complejo Medio Ambiental Los Ruices.	27
Figura 2.5. Comportamiento diario para el periodo 2001-2011 de la precipitación en las tres estaciones utilizadas.	28
Figura 2.6. Comportamiento anual promedio de la precipitación para las tres estaciones.	29
Figura 2.7. Distribución de las precipitaciones anuales (A) y series de precipitación normalizadas para las tres estaciones (B).	32
Figura 2.8. Temperatura media diaria para el periodo 2001 -2011 (A) y comportamiento mensual para el año promedio del periodo 2001-2011 (B).	33
Figura 2.9. Evolución para el periodo 2001 - 2011 de la temperatura media	34
Figura 2.10. Radiación solar diaria (A) y comportamiento mensual para el año promedio (abajo) y variación interanual de los promedios anuales (arriba) (B).	35
Figura 2.11. Evapotranspiración potencial (ETP) para las tres estaciones.	37
Figura 2.12. Lluvia Útil (Llu) para las tres estaciones.	39
Figura 2.13. Infiltración (Inf) para las tres estaciones.	41
Figura 2.14. Precipitación promedio mensual para el periodo 2001-2011.	42
Figura 2.15. Precipitación promedio mensual (círculos) para el periodo 2001-2011.	43
Figura 3.1. Esquema de explotación de un vertedero tipo.	47
Figura 3.2. Compactación del terreno, extendido de geomembrana, drenaje y replanteo de la red de drenaje.	48
Figura 3.3.- Geotextil, geomalla y solape entre dos láminas de PEAD.	49
Figura 3.4. Anclaje del geotextil y detalles de la geomalla sobre la lámina de polietileno.	49
Figura 3.5. Vertederos explotados mediante sistema de alta compactación sin recubrimiento diario.	50
Figura 3.6. Utilización de un hueco dejado por una explotación de áridos como vertedero.	51
Figura 3.7. Esquema de formación de lixiviados en vertederos. Modificado de Farquhar (1989).	54
Figura 3.8. Factores que controlan la composición química del lixiviado en vertederos de R.S.U (modificado de El-Fadel et al, 2002 y Vadillo, 1997).	54
Figura 3.9. Esquema resumen de los parámetros considerados en la simulación mediante el modelo HELP (Schroeder, 1994)	60

Figura 3.10. Doble aspecto de la VR. Localmente es irregular, a escala global se hace evidente un aspecto más regular	74
Figura 3.11. Variogramas en el caso estacionario y no estacionario	76
Figura 3.12. Comportamiento en el origen de la función variograma, a parabólico, b- lineal, c, discontinuidad en el origen y d- efecto pepita.	77
Figura 3.13. Representaciones espectrales en diferentes dominios.	92
Figura 3.14. Esquema de funcionamiento de la transformada de wavelet.	93
Figura 3.15. Wavelets “madres” de uso frecuente	94
Figura 4.1. Aspecto del campo de gas de V4.	99
Figura 4.2. Panorámica desde la esquina noreste del vertedero (V4).	102
Figura 4.3. Ubicación de los sondeos en el vaso 4 del Complejo Ambiental de Valsequillo.	102
Figura 4.4. Variogramas experimentales y modelos ajustados (línea roja) para las variables CH ₄ .	104
Figura 4.5. Cartografía de la variable CH ₄ obtenida mediante Krigeage Ordinario para los cuatro muestreos realizados y mapas de desviación estándar.	110
Figura 4.6. Cartografía de la variable CH ₄ (promedio de las cuatro campañas) mediante Krigeage Ordinario (izquierda) y de Indictrices (derecha) y mapas de desviación estándar.	111
Figura 4.7. Cartografía de la variable CO ₂ promedio obtenida mediante Krigeage Ordinario y mapa de desviación estándar.	112
Figura 4.8. Cartografía de las variables H ₂ S y CO (promedio de las tres campañas) mediante Krigeage Ordinario (izquierda) y mediante Funciones aleatorias Intrínsecas de orden K y mapas de desviación estándar.	114
Figura 4.9. Cartografía de las variables Nivel del lixiviado mediante Krigeage Ordinario para las cuatro fechas de muestreo y mapas de desviación estándar.	115
Figura 4.10. Cartografía de las variables Espesor no Saturado (m) y Nivel del lixiviado (m.s.n.m) (promedio de las cuatro campañas) obtenidas mediante Krigeage Ordinario y mapas de desviación estándar.	115
Figura 4.11. Bloques diagramas del nivel de lixiviado.	116
Figura 4.12. Cartografía de las variables Temperatura y pH (promedio de las cuatro campañas y medida única) mediante Krigeage Ordinario y mapas de desviación estándar.	117
Figura 4.13. Variogramas experimentales y modelos ajustados para las emisiones de metano medidas directamente en sondeos.	122
Figura 4.14. Variogramas experimentales y modelos ajustados para las emisiones de biogás y dióxido medidas directamente en sondeos (valores promedio). La línea continua gris representa la varianza.	122
Figura 4.15. Cartografía de valores estimados mediante krigeage ordinario y funciones aleatorias intrínsecas para las variables metano, dióxido de carbono y biogás.	124
Figura 4.16. Cartografía de valores estimados de emisión y concentración para la variable metano (valores promedio). Las flechas simbolizan posibles líneas de flujo del biogás.	126
Figura 4.17. Cámaras de flujo estáticas utilizadas durante los muestreos (dos modelos de diferentes dimensiones) y analizador GP 2000.	129
Figura 4.18. El burbujeo es uno de los mecanismos de emisión más claros en zonas sin pendiente y saturadas.	131
Figura 4.19. Variogramas experimentales y modelos ajustados para la variable emisión de CH ₄ (22.03.2012).	133
Figura 4.20. Variogramas experimentales y modelos ajustados para la variable emisión de CH ₄ (17.01.2012).	133
Figura 4.21. Variogramas experimentales y modelos ajustados para las variables emisión de C ₂ y biogás.	134
Figura 4.22. Situación de las cámaras de flujo durante las tres campañas de muestreo	136
Figura 4.23. Cartografía de valores de emisión estimados mediante krigeage ordinario para la variable metano.	137
Figura 4.24. Cartografía de valores de emisión estimados mediante Krigeage Lognormal para la variable metano.	138
Figura 4.25. Cartografía de valores de emisión estimados mediante Funciones Aleatorias Intrínsecas de Orden K para la variable metano.	139
Figura 4.26. Cartografía de valores de emisión estimados mediante Funciones Aleatorias Intrínsecas de Orden K para las variables dióxido de carbono y biogás.	140

Figura 4.27. Cartografía de valores de emisión estimados mediante Krigeage de Indictrices para la variable biogás.	141
Figura 4.28. Cartografía de isoprobabilidades para la variable H ₂ S.	143
Figura 4.29. Cartografías de isoprobabilidades para diferentes valores de corte para la variable metano. .	143
Figura 4.30. Situación de los perfiles y cotas aproximadas del sustrato triásico deducidas de los perfiles geoelectricos.Modificado de AGS/CPRSUM, 2014.	146
Figura 4.31. Zonas de máxima acumulación de lixiviados (Complejo Medio Ambiental de Valsequillo).	147
Figura 4.32. Perfiles obtenidos mediante tomografía eléctrica para varios vasos de vertido del complejo Ambiental de Valsequillo.	149
Figura 4.33 Perfiles obtenidos mediante tomografía eléctrica para varios vasos de vertido del complejo Ambiental de Valsequillo.	150
Figura 4.34. Flujos medidos en varias tomas en superficie y a diversas profundidades para calcular el porcentaje de oxidación que se produce a través de la capa de sellado.	152
Figura 4.35. Estaciones de regulación y área de influencia de cada una.	154
Figura 4.36. Caída del O ₂ medido en estaciones y aumento en CH ₄ y CO ₂ debido a la mejora del sellado (datos semanales).	155
Figura 5.1. Situación de V1L y V2L y de las balsas y perfiles transversales representativos.	161
Figura. 5.2. Localización de los hitos de control e inclinómetros en V1L.	165
Figura 5.3 Mapas de asentamientos y mapa de movimientos.	165
Figura 5.4. Columna promedio de los vertederos V1L y V2L de acuerdo con el método de explotación empleado y características de algunos de los parámetros seleccionados para el modelo.	168
Figura 5.5 Valores acumulados para los lixiviados simulados y medidos, valores mensuales en mm.	169
Figura 5.6. Valores de los lixiviados simulados, medidos y recirculados, así como de la precipitación para los años 2007 a 2011 en el vaso V2L (valores mensuales en mm).	171
Figura 5.7. Valores de los lixiviados simulados, medidos y recirculados.	172
Figura 5.8. Valores de los lixiviados simulados, medidos y recirculados, así como de la precipitación para los años 2007 a 2011 en el vaso V1L (valores mensuales en mm).	173
Figura 5.9. Perfil TE-06 ubicado al norte del vaso V1L. Modificado de Limasa/Geocisa 2012	179
Figura 5.10. Perfiles TE-07 y TE-08 ubicado sobre la cota 160 y 140 msnm, sobre el vaso V1L. Modificado de Limasa/Geocisa 2012	181
Figura 5.11. Perfiles TE-01 y TE-05 ubicado sobre el vaso V2L. La línea discontinua gruesa marca la cota 180 que separa V1L de V2L. La línea discontinua fina marca la cota 200 a partir de la cual se ubican los tres sondeos representados mediante línea amarilla. Modificado de Limasa/Geocisa 2012	182
Figura 5.12. Perfiles TE-10, corta longitudinalmente ambos vasos de vertido. Modificado de Limasa/Geocisa 2012	183
Figura 5.13. Perfiles TE-11 y TE-13, corta longitudinalmente ambos vasos de vertido. Modificado de Limasa/Geocisa 2012	183
Figura 5.14. Montaje tridimensional del conjunto de perfiles desde diferentes puntos de vista. La línea roja se corresponde con la cota 180 (límite entre ambos vertederos). Modificado de Limasa/Geocisa 2012	184
Figura 5.15. Montaje tridimensional del conjunto de perfiles desde diferentes puntos de vista. La línea roja se corresponde con la cota 180 (límite entre ambos vertederos). Modificado de Limasa/Geocisa 2012	185
Figura 5.16. Ejecución de piezómetros, aspecto del ripio y situación de pozos mixtos, piezómetros y catas.	186
Figura 5.17. Comparación de Krigeage Ordinario Inversa de la Distancia al Cuadrado.	188
Figura 5.18. Representación de las mediciones efectuadas para tres de las fechas de la campaña.	189
Figura 5.19. Esquemas de funcionamiento hidrodinámico para la zona central del vaso V1L.	191
Figura 5.20. Esquemas de funcionamiento hidrodinámico para la primera berma del vaso V2L.	192
Figura 5.21. Algunos estadísticos de los principales parámetros estudiados en el lixiviado del vertedero V1L del C.M.A. Los Ruices.	195

Figura 5.22. Relación temperatura-pH para los dos vertederos del CMA Los Ruices, V1L (1994-2004) o vertedero “de abajo”, mucho más antiguo que V2L o vertedero superior (2004-2012).	196
Figura 5.23. Diagramas de Schoeller modificados con el contenido en metales, camiones y aniones para los dos vertederos del CMA Los Ruices, V1L y V2L.	199
Figura 5.24. Diferenciación de grupos de muestras de lixiviado según su relación entre conductividad eléctrica y el contenido en cloruros para el CMA Los Ruices.	200
Figura 5.25. Dendrogramas correspondientes a las analíticas de los valores medios efectuadas para los lixiviados de V1L y V2L.	202
Figura 5.26. Representación de variables (a y c) y valores (b y d) para los factores 1 y 2 para los vertederos V1L y V2L del CMA de Los Ruices.	210
Figura 5.27. Evolución temporal de 3 parámetros físico-químicos analizados en el lixiviado de los vertederos del CMA de Los Ruices (Málaga).	211
Figura 5.28. Evolución temporal de varios iones analizados en el lixiviado de los vertederos del CMA de Los Ruices (Málaga).	212
Figura 5.29. Evolución temporal de varios iones (Na, K y P) analizados en el lixiviado de los vertederos del CMA de Los Ruices (Málaga).	213
Figura 5.30. Evolución temporal de varios iones (Ca, Fe y Mg) analizados en el lixiviado de los vertederos del CMA de Los Ruices (Málaga).	214
Figura 5.31. Evolución temporal del fluor y boro analizados en el lixiviado de los vertederos del CMA de Los Ruices (Málaga).	215
Figura 5.32. Evolución temporal del cromo y fluor analizados en el lixiviado de los vertederos del CMA de Los Ruices (Málaga).	216
Figura 5.33. Evolución temporal del hierro y magnesio analizados en el lixiviado de los vertederos del CMA de Los Ruices (Málaga).	216
Figura 5.34. Evolución temporal del hierro y de los sulfatos en el lixiviado de los vertederos V1L y V2L.	217
Figura 5.35. Evolución temporal de los cationes alcalinos y alcalinotérreos en el lixiviado de los vertederos V1L y V2L.	218
Figura 5.36. Evolución temporal de los sulfatos y metales pesados (Cr, Ni, Zn) en el lixiviado de los vertederos V1L y V2L.	220
Figura 5.37. Especies de cromo inorgánico dominantes presentes en las aguas subterráneas (modificado de Deutsch, 1997).	221
Figura 5.38. Variación de la concentración (mol/l) para diferentes especies de Cr con el aumento del pH en diferentes periodos para los vertederos V1L y V2L.	222
Figura 6.1. Cata, infiltración del lixiviado a través de las capas de balas y de los sellados intermedios.	225
Figura 6.2. Panorámica de vaso 2 (08.05.2011).	226
Figura 6.3. Columna promedio de los tres vertederos de acuerdo con el método de explotación empleado y principales parámetros utilizados en el modelo HELP.	229
Figura 6.4. Valores de los lixiviados simulados, medidos y recirculados (vaso CV1).	230
Figura 6.5. Valores de los lixiviados simulados, medidos y recirculados (vaso CV2).	231
Figura 6.6. Valores de los lixiviados simulados, medidos y recirculados (vaso CV3).	233
Figura 6.7. Lixiviados simulados acumulados frente a lixiviados medidos acumulados	234
Figura 6.8. Valores de los lixiviados simulados y medidos, así como de la precipitación para los años 2010 y 2011 para el vaso CV1.	235
Figura 6.9. Valores de los lixiviados simulados y medidos, así como de la precipitación para los años 2010 y 2011 para el vaso CV2.	236
Figura 6.10. Valores de los lixiviados simulados y medidos, así como de la precipitación para los años 2010 y 2011 para el vaso CV3.	238
Figura 6.11. Valores de los lixiviados simulados y medidos, así como de la precipitación para el promedio de los años 2010 y 2011 (valores diarios en mm). Se incluye una simulación alternativa para cada año.	239

Figura 6.12. Perfil TE-1 que atraviesa los tres vasos de vertido. La línea roja marca el límite aproximado (fondo) de los vertederos.	243
Figura 6.13. Perfil TE-4 que atraviesa el segundo vasos de vertido. La línea roja marca el límite aproximado (fondo) de los vertederos.	244
Figura 6.14. Perfiles TE-2 y TE-3 que atraviesa el primer y tercer vasos de vertido.	245
Figura 6.15. Síntesis de las características de los vertederos del CMA de La Costa del Sol.	246
Figura 6.16. Algunos estadísticos de los principales parámetros estudiados en el lixiviado del vertedero CV3 del C.M.A. de la Costa del Sol.	247
Figura 6.17. Gráficos temperatura/pH para los tres vertederos del CMA de la Costa del Sol y diagramas de caja para la variable pH.	249
Figura 6.18. Diagramas modificados de Schoeller para los tres vertederos, destacan las elevadas concentraciones en metales, sobre todo en CV2.	251
Figura 6.19. Concentración en metales en varios vertederos de la provincia de Málaga	252
Figura 6.20. Las dos balsas de Casarabonela, una en periodo de mantenimiento y otra en explotación.	252
Figura 6.21. Diferenciación de grupos de muestras de lixiviado según su relación entre conductividad eléctrica y el contenido en cloruros para el CMA de la Costa del Sol CV2.	254
Figura 6.22. Dendrogramas correspondientes a las analíticas de los valores medios efectuadas para los tres vertederos del Complejo Medio Ambiental de la Costa del Sol.	256
Figura 6.23. Representación de variables (a, c y e) y valores (b, d y f) para los factores 1 y 2 para los vertederos CV1, CV2 y CV3.	262
Figura 6.24. Evolución temporal de 3 parámetros físico-químicos analizados en el lixiviado de los vertederos del CMA de la Costa del Sol (Málaga).	265
Figura 6.25. Evolución temporal de los cloruros, fluoruros, nitratos y sulfatos analizados en el lixiviado de los vertederos del CMA de la Costa del Sol (Málaga).	266
Figura 6.26. Evolución temporal de los camiones alcalinos y alcalinotérreos analizados en el lixiviado de los vertederos del CMA de la Costa del Sol (Málaga).	268
Figura 6.27. Evolución temporal de los nitritos, hierro manganeso y fósforo analizados en el lixiviado de los vertederos del CMA de la Costa del Sol (Málaga).	268
Figura 6.28. Evolución temporal de los cloruros y cromo analizados en el lixiviado de los vertederos del CMA de la Costa del Sol (Málaga).	269
Figura 6.29. Evolución temporal de los sulfatos y el hierro analizados en el lixiviado de los vertederos del CMA de la Costa del Sol (Málaga).	270
Figura 6.30. Evolución temporal del calcio, magnesio y potasio analizados en el lixiviado de los vertederos del CMA de la Costa del Sol (Málaga).	271
Figura 6.31. Evolución temporal de los sulfatos y metales pesados (Cr, Ni y Zn) analizados en el lixiviado de los vertederos del CMA de la Costa del Sol (Málaga).	272
Figura 6.32. Autocorrelogramas de la variable caudal diario de lixiviados (l/s) para los tres años de observación y CV1.	274
Figura 6.33. Autocorrelogramas de la variable caudal diario de lixiviados (l/s) para los tres años de observación y CV2.	275
Figura 6.34. Autocorrelogramas de la variable caudal diario de lixiviados (l/s) para los tres años de observación y CV3.	276
Figura 6.35. Autocorrelogramas de la variable caudal diario de lixiviados (l/s) para el trienio de observación y los tres vertederos considerados.	276
Figura 6.36. Función variograma de la variable caudal diario de lixiviados (l/s) para los tres años de observación y el vaso 1 de vertido (CV1)	277
Figura 6.37. Función variograma de la variable caudal diario de lixiviados (l/s) para los tres años de observación y el vaso 2 de vertido (CV2)	278
Figura 6.38. Función variograma de la variable caudal diario de lixiviados (l/s) para los tres años de observación y el vaso 3 de vertido (CV3)	278

Figura 6.39. Variogramas experimentales de la variable precipitación (mm) para todos los periodos de observación y los tres vertederos considerados.	279
Figura 6.40. Espectro de densidad de varianza para los tres vertederos del Complejo Ambiental de la Costa del Sol (año 2009 y 2010, en línea discontinua el espectro de la precipitación).	281
Figura 6.41. Espectro de densidad de varianza para los tres vertederos del Complejo Ambiental de la Costa del Sol (año 2011 y trienio 2009/2011, en línea discontinua el espectro de la precipitación).	282
Figura 6.42. Espectro de densidad de varianza para los tres vertederos del Complejo Ambiental de la Costa del Sol y para el trienio 2009-2011.	283
Figura 6.43. Serie temporal dividida en bloques mensuales con el valor del espectro simple. La línea señala el valor del tiempo de regulación.	285
Figura 6.44. Correlogramas cruzados (precipitación, caudal de lixiviado) para 2009 y los tres vertederos del Complejo Ambiental de la Costa del Sol.	287
Figura 6.45. Correlogramas cruzados (precipitación, caudal de lixiviado) para 2010 y los tres vertederos del Complejo Ambiental de la Costa del Sol.	287
Figura 6.46. Correlogramas cruzados (precipitación, caudal de lixiviado) para los años 2011 y trienio 2009/2011 y los tres vertederos del Complejo Ambiental de la Costa del Sol.	288
Figura 6.47. Recirculación de lixiviados mensual (m ³) para los años 2009 a 2011, puede apreciarse como aproximadamente entre los meses 3 y 6 se producen las máximas recirculaciones...	290
Figura 6.48. Función amplitud cruzada para los tres vertederos del Complejo Ambiental de la Costa del Sol (año 2009 a 2011 y trienio, en gris se representa el espectro de densidad de la precipitación).	291
Figura 6.49. Función amplitud cruzada para la zona de frecuencias medias para los tres vertederos considerados y el trienio 2009/2011.	292
Figura 6.50. Función coherencia para la zona de frecuencias medias para los tres vertederos considerados y el trienio 2009/2011.	295
Figura 6.51. Gráficos de caudales clasificados para los tres vertederos y el periodo 2009 a 2011, con la frecuencia relativa acumulada en escala aritmética (izquierda) y probabilística (derecha).	298
Figura 6.52. Espectro continuo de la transformada wavelet de los datos de precipitación diaria y caudal diario de lixiviado para el Complejo Medio Ambiental de Casares.	300
Figura 6.53. Espectros Continuos Cruzados y de Coherencia de la transformada wavelet de los datos de precipitación diaria y caudal diario de lixiviado medidos en los vasos CV1 y CV2.	301
Figura 6.54. Espectros Continuos y globales de la transformada wavelet de los datos de precipitación diaria y caudal diario de lixiviado para el vaso CV1 (trienio 2009/2011).	302
Figura 6.55. Espectros Continuos Globales, Cruzados y de Coherencia de la transformada wavelet de los datos de precipitación diaria y caudal diario de lixiviado medido en el vaso CV1.	303
Figura 6.56. Espectros Continuos y globales de la transformada wavelet de los datos de precipitación diaria y caudal diario de lixiviado medido en el vaso CV2.	304
Figura 6.57. Espectros Continuos Globales, Cruzados y de Coherencia de la transformada wavelet de los datos de precipitación diaria y caudal diario de lixiviado medido en el vaso CV2	305
Figura 6.58. Espectros Continuos y globales de la transformada wavelet de los datos de precipitación diaria y caudal diario de lixiviado para el vaso CV3.	306
Figura 6.59. Espectros Continuos Globales, Cruzados y de Coherencia de la transformada wavelet de los datos de precipitación diaria y caudal diario de lixiviado para el vaso CV3.	307
Figura 6.60. Espectros Continuos y globales de la transformada wavelet de los datos de precipitación diaria y niveles de lixiviado para los tres vasos.	308
Figura 6.61. Espectros Continuos Globales, Cruzados y de Coherencia de la transformada wavelet de los datos de precipitación diaria y niveles de lixiviado para los tres vasos.	309
Figura 6.62. Espectros Continuos y globales de la transformada wavelet de los datos de precipitación diaria y niveles de lixiviado para el periodo 2009/2011.	310
Figura 6.63. Espectros Continuos Globales, Cruzados y de Coherencia de la transformada wavelet de los datos de precipitación diaria y niveles de lixiviado para el periodo 2009/2011.	311

Figura 6.64. Espectros Continuos y globales de la transformada wavelet de los datos de precipitación diaria y diferencia caudal de lixiviado observado-simulado.	312
Figura 6.65. Espectros Continuos Globales, Cruzados y de Coherencia de la transformada wavelet de los datos de precipitación diaria y diferencia caudal de lixiviado observado-simulado.	313
Figura 6.66. Espectros Continuos, Cruzados y de Coherencia de la transformada wavelet de los datos de precipitación diaria y diferencia caudal de lixiviado observado-simulado (2010 y 2011).	314
Figura 6.67. Espectros Continuos y globales de la transformada wavelet de los datos de niveles y diferencia caudal de lixiviado observado-simulado para el periodo 2010/2011.	315
Figura 6.68. Espectros Continuos Globales, Cruzados y de Coherencia de la transformada wavelet de los datos de niveles y diferencia caudal de lixiviado observado para el periodo 2010/2011.	316

ÍNDICE DE TABLAS

Tabla 1.1. Naturaleza de las entradas de residuos en el Complejo Medio Ambiental desde 2004 hasta 2011.Fuente: Limasa	9
Tabla 2.1. Evolución de la producción de residuos domiciliarios en la provincia de Málaga.	24
Tabla 2.2. Localización de las estaciones climatológicas	27
Tabla 2.3. Estadísticos representativos a nivel diario y mensual para las tres estaciones y el periodo 2001-2011.	30
Tabla 2.4. Precipitaciones medias anuales para las tres estaciones y clasificación de los años para el periodo considerado.	31
Tabla 2.5. Estadísticos más representativos de las temperaturas media, máxima y mínima para las tres estaciones en el periodo 2001-2011	33
Tabla 2.6. Promedio de la temperatura (grados centígrados) mensual máxima, media y mínima para las tres ubicaciones	35
Tabla 2.7. Estadísticos más representativos de la radiación solar (mj/m ² día).	36
Tabla 2.8. Valores de la Radiación solar para el año promedio del periodo 2001 – 2011 y variación interanual de la misma variable (mj/m ² día).	36
Tabla 2.9. Resultados de la ETP y ETR para las tres estaciones y los métodos considerados (Th-método de Thornthwaite, BC-método de Blaney-Criddle y H-método de Hargreaves).	38
Tabla 2.10. Resultados de la Lluvia útil (Llu), Infiltración (inf) y Escorrentía (Esc) para las tres estaciones y los métodos considerados (Th-método de Thornthwaite, BC-método de Blaney-Criddle y H-método de Hargreaves).	40
Tabla 2.11. Porcentajes relativos (con respecto a la precipitación total promedio) para cada estación y para las metodologías empleadas	42
Tabla 3.1. Mecanismos de atenuación de contaminantes durante la degradación de los residuos (modificado de Ross, 1990).	55
Tabla 3.2. Estadísticos utilizados en el proceso de validación cruzada.	83
Tabla 3.3. Modelos de Covarianza Generalizada utilizados por el programa Faipack (Bruno y Raspa, 1994)	84
Tabla 4.1. Campañas de toma de datos en el vertedero V4 del Complejo Medioambiental de Valsequillo.	100
Tabla 4.2. Estadísticos representativos del proceso de validación cruzada.	106
Tabla 4.3. Modelos de Covarianza Generalizada para las variables CO y H ₂ S	107
Tabla 4.4. Variogramas teóricos ajustados automáticamente por el programa auto-IK para las variables CO. . Co-Efecto pepita, C-Meseta, A-Alcance	108
Tabla 4.5. Fechas de muestreo y metodología de estimación empleada.	118
Tabla 4.6. Modelos de Covarianza Generalizada, valor del jacknife y orden de la deriva para las tres fechas de muestreo y el promedio de estas.	121
Tabla 4.7. Valores estimados de la media geoespacial.	125
Tabla 4.8. Modelos de Covarianza Generalizada.	134
Tabla 4.9. Estimaciones de la media geoespacial.	142
Tabla 4.10. Balance de masas anual para el metano del vaso nº 4 del Complejo Ambiental de Valsequillo. Málaga, 2011.	153
Tabla 5.1. Situación y características de los inclinómetros	164
Tabla 5.2. Valores de la precipitación anual y volumen de lixiviados medidos, simulados y recirculados (mm) para el vertedero V2L.	171
Tabla 5.3. Estadísticos utilizados para comprobar la bondad de la simulación seleccionada.	175
Tabla 5.4. Puntos de medida de niveles en V1l y V2L.	187
Tabla 5.5. Estadística de los principales parámetros estudiados en el lixiviado de los dos vertederos de RSU del C.M.A. Los Ruices.	193
Tabla 5.6. Síntesis de las características de los vertederos del CMA de Los Ruices.	194

Tabla 5.7. Concentraciones de iones en orden decreciente para los tipos de lixiviados generados en los cinco vertederos estudiados. Todas las concentraciones en meq/l.	201
Tabla 5.8 Matrices de correlación para las variables del lixiviado durante el periodo medio (V1L y V2L). Se han enmarcado los coeficientes de correlación significativos ($R > 0,50$) para $p > 0,05$.	204
Tabla 5.9. Coeficientes de correlación correspondientes a V1L y V2L (CMA Los Ruices) superiores a 0,50. Los coeficientes positivos y negativos están ordenados de forma creciente dentro de cada grupo.	206
Tabla 5.10. Cargas de las variables para cada componente (CP) con varianza mayor de uno para los vertederos del CMA Los Ruices (V1L y V2L).	207
Tabla 6.1. Criterios de eficiencia para la simulación y estadísticos para el cálculo de la precisión de la simulación.	240
Tabla 6.2. Criterios de eficiencia para la simulación, algunos estadísticos para el cálculo de la precisión de la simulación. Valores mensuales para los años 2010 y 2011.	241
Tabla 6.3. Criterios de eficiencia para la simulación, algunos estadísticos para el cálculo de la precisión de la simulación. Valores .promedios mensuales para los años 2010 y 2011.	242
Tabla 6.4. Criterios de eficiencia para la simulación, algunos estadísticos para el cálculo de la precisión de la simulación. Valores .promedios diarios para los años 2010 y 2011.	242
Tabla 6.5. Estadística de los principales parámetros estudiados en el lixiviado de los tres vertederos de RSU del C.M.A. Costa del Sol.	248
Tabla 6.6. Concentraciones de iones en orden decreciente para los tipos de lixiviados generados en los cinco vertederos estudiados. Todas las concentraciones en meq/l.	255
Tabla 6.7. Matrices de correlación para las variables del lixiviado durante el periodo medio (CV1 y CV2). Se han enmarcado los coeficientes de correlación significativos para $p > 0,05$ ($R > 0,50$).	258
Tabla 6.8. Coeficientes de correlación correspondientes a CV1, CV2 y CV3 superiores a 0,50. Los coeficientes positivos y negativos están ordenados de forma creciente dentro de cada grupo.	260
Tabla 6.9. Cargas de las variables para cada componente (CP) con varianza mayor de uno para los vertederos del CMA De La Costa del Sol (CV1, CV2 y CV3).	263
Tabla 6.10. Tiempos de respuesta obtenidos de los autocorrelogramas de la variable caudal diario de lixiviados (l/s) para todos los periodos de observación y los tres vertederos considerados.	274
Tabla 6.11. Parámetros de ajuste a una función logarítmica obtenidos de los autocorrelogramas de la variable caudal diario de lixiviados (l/s) para todos los periodos de observación y los tres vertederos considerados.	275
Tabla 6.12. Parámetros de ajuste a una función polinomial de segundo grado obtenidos de los autocorrelogramas de la variable caudal diario de lixiviados (l/s) para el trienio de observación y los tres vertederos considerados.	275
Tabla 6.13. Parámetros de ajuste de los modelos teóricos de variogramas de la variable caudal diario de lixiviados (l/s) para todos los periodos de observación y los tres vertederos considerados. Se incluyen estadísticos representativos de la bondad de dicho ajuste	277
Tabla 6.14. Tiempo de regulación (días) de la función densidad de varianza de la variable caudal diario de lixiviados (l/s) para todos los periodos de observación y los tres vertederos considerados.	280
Tabla 6.15. Valor promedio del espectro de densidad de varianza para las frecuencias comprendidas entre 0,05 y 0,3	284
Tabla 6.16. Promedio de la función amplitud cruzada para las frecuencias medias (0,06 a 0,3 para los años enteros y 0,05 a 0,3 para los trienios) para los tres vertederos considerados y espectro de varianza de la precipitación.	292
Tabla 6.17. Desfase promedio para los tres vertederos obtenido mediante regresión y promediando la función fase para todas las frecuencias (en días)	294
Tabla 6.18. Desfase promedio para las frecuencias medias de los tres vertederos	294
Tabla 6.19. Función coherencia promedio para las frecuencias medias de los tres vertederos	295
Tabla 6.20. Función Ganancia promedio	296

I. INTRODUCCIÓN

1. Planteamiento de la investigación

La gestión de residuos mediante depósito en vertedero constituye la forma más extendida de tratamiento de residuos. A pesar de quedar relegada a la última de las opciones desde el punto de vista normativo, es la única forma de gestión necesaria y a la vez suficiente. Todas las demás opciones incluyendo el reciclado y la reutilización, el compostaje o la recuperación energética necesitan de vertederos de base que recepcionen los rechazos finales (Williams, 2005).

Para la mayor parte de los países europeos, más del 60 % de los residuos sólidos urbanos acaba en vertedero (European Commission, 2003). En Estados Unidos más del 84 % de los residuos sólidos urbanos son enviados a vertedero (Cheremisinoff, 2003). Actualmente, la situación ha mejorado; de acuerdo con los datos de Eurostat (European Commission, 2010), la proporción de residuos para la UE27 que se destina a vertedero es del 40% aproximadamente, no obstante sigue siendo el sistema de gestión más utilizado en gran parte de Europa.

El vertedero puede considerarse como un biorreactor, con residuos sólidos y agua como principales entradas, y gas de vertedero y lixiviados como principales salidas (Tchobanoglous, 2002). Estos dos componentes constituyen los dos grandes problemas ambientales que se plantean en la gestión de los vertederos (Williams, 2005). El presente trabajo se centra en determinados aspectos, que más adelante se detallarán, relativos a la gestión de los lixiviados y del biogás.

Existen antecedentes que equiparan el funcionamiento de un vertedero con el de un acuífero aplicando técnicas propias de la hidrogeología a la caracterización de los vertederos (Gómez Martín, 1997), siendo este uno de los puntos de partida del presente trabajo de investigación.

El estudio de diversos aspectos relativos al biogás o gas de vertedero, compuesto principalmente de metano y dióxido de carbono, y con un triple papel como gas con efecto invernadero, recurso energético aprovechable y factor de seguridad en las explotaciones, ha sido uno de los objetivos de la tesis. Actualmente se encuentra relativamente extendido su aprovechamiento, pero existen determinados temas todavía poco claros, entre ellos la cuantificación de las emisiones que se producen a través de las capas de sellado, aunque exista una infraestructura de aprovechamiento del biogás. La elección de las metodologías de estimación óptimas para estimar esas emisiones ha sido uno de los aspectos que han

motivado el presente trabajo, además del cálculo del balance de masas para el metano. Finalmente, la recopilación, ordenación de contenidos y puesta al día de la abundante bibliografía relativa al gas de vertedero ha constituido un objetivo complementario de la presente investigación.

Por su parte, los lixiviados constituyen el problema de más difícil solución en el ámbito de la gestión del vertedero. La dificultad para establecer balances de agua fiables que permitan estimar las cantidades generadas y la posible existencia de acumulaciones en el seno del vertedero, o de fugas hacia el exterior, todavía no se encuentra superada al cien por cien. La caracterización hidroquímica de los mismos facilitará el conocimiento del funcionamiento del vertedero concreto y los posibles tratamientos (depuración) a emplear.

Tanto la hidrología de vertederos como la caracterización hidroquímica de los lixiviados han constituido dos de las directrices principales del trabajo de investigación.

2. Características generales de los vertederos

2. 1. Complejo Medio Ambiental (CMA) de Valsequillo.

El Complejo Medio Ambiental de Valsequillo se sitúa en la provincia de Málaga, en el término municipal de Antequera, en las coordenadas UTM (huso 30) 354.050, 4.097.400 y a cota 500 m.s.n.m.

Ocupa una parcela de 46,6 ha y da servicio a 52 municipios, con un total de 313.055 habitantes. Incluye 6 vasos de vertido (uno de ellos, el 6 situado sobre los vasos 1 y 2 y actualmente en explotación), una Planta de Tratamiento de Lixiviados, Planta de Clasificación de Envases, Planta de Clasificación de Residuos, Planta de Tratamiento de Residuos de Construcción y Demolición y Planta de Compostaje. El presente trabajo de investigación se basa fundamentalmente en el tratamiento de datos de biogás en el vaso nº 4 del Complejo Medio Ambiental.

Características del vertedero y evolución

La recogida de RSU en 2007 fue de 252.613 toneladas. En el gráfico de la figura 1.1 pueden verse las entradas de residuos domésticos al complejo en diferentes fases de explotación que se extendió desde el 1995 hasta el 2008. Las entradas al vaso 4 se iniciaron en marzo del 2004 y finalizaron en diciembre de 2008, con un total de 1.043.547 t, el vaso 4 ocupa una superficie de 79.899 m² de superficie y tiene una capacidad de 851.162 m³.

La explotación se realizó mediante sistema de vertido de alta densidad sin cubrición, sin sellados intermedios salvo algunas capas temporales anuales.

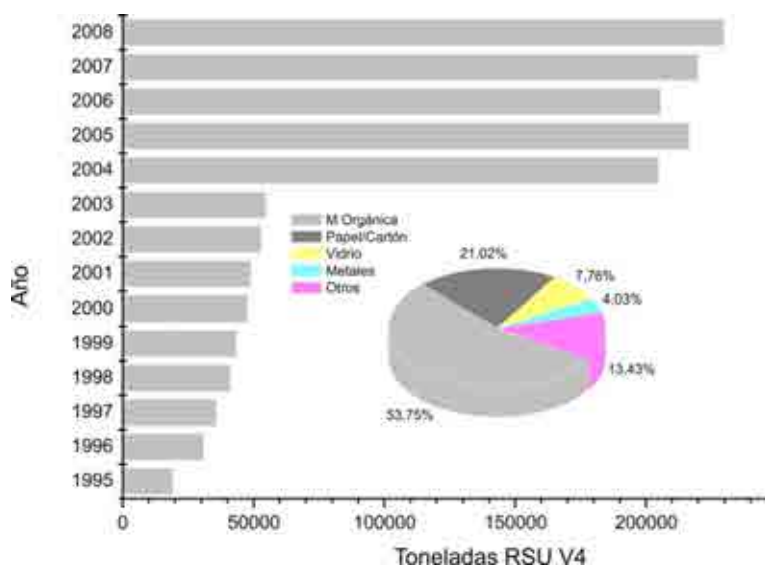


Figura 1.1. Entradas de RSU en el vaso nº 4 del Complejo Medio Ambiental de Valsequillo y caracterización de los residuos.

Se impermeabilizó mediante geotextil (200gr/m²) y geomembrana de polietileno de alta densidad (PEAD) de 1,5 mm de espesor, ambas sobre la capa de regularización predominantemente arcillosa considerada ya de por sí impermeable (laterales y fondo del vaso).

El drenaje superficial se realiza mediante cunetas perimetrales y el de lixiviados mediante tuberías ranuradas enterradas en zanjas drenantes con una longitud total de 2.248 m. Esta red conduce el lixiviado hasta un pozo de hormigón prefabricado de 2 m de diámetro y 10 m de altura/profundidad total (que fue objeto de sucesivos recrecimientos). Desde el pozo el lixiviado es impulsado hasta la balsa de lixiviados común a todos los vasos de vertido, o bien se recircula aspersándose sobre el vaso de vertido.

La evolución de la explotación de los vertederos y de implantación de diversas instalaciones del Complejo queda detallada en la figura 1.2.



Figura 1.2. Evolución del Complejo Ambiental de Valsequillo (Antequera, Málaga). La parcela se utilizó como muladar ya en 1985. En 1998 se encuentran en explotación los vasos 1 y 2, en 2002 se explota el vaso 3 encontrándose en funcionamiento la Planta de Tratamiento de Envases. Durante 2003 se realiza el movimiento de tierras del vaso 4 cuya explotación se inicia en 2004 y se prolonga hasta 2008. Durante 2007 y 2008 se construye el vaso 5 que se explota hasta 2012 a la vez que se ejecutan los movimientos de tierras para la implantación de la Planta de Compostaje (Fuentes Google Earth, REDIAM Imágenes Raster Andalucía 2004, 1984-1985 y otras, escala aproximada 1:5000).

2. 2. Complejo Medio Ambiental de Málaga (CMA) “Los Ruices”

El Complejo Medio Ambiental de Málaga “Los Ruices” se ubica en las inmediaciones de Málaga, al oeste del término municipal (coordenadas UTM X-365350, Y-4.067126, huso 30) en la zona de cabecera del Arroyo Arias. Su altitud oscila entre los 140 y los 200 m.s.n.m y ocupa 305 ha de superficie. Gestiona los residuos generados en el término municipal de Málaga.

Las instalaciones constan en la actualidad de una serie de líneas de tratamiento de residuos que incluyen una Planta de Compostaje, una Planta de Tratamiento de Envases, Planta de Tratamiento de Residuos de la Construcción y Demolición, Horno crematorio de animales, Planta de Desgasificación y Generación Eléctrica y Planta de Tratamiento de Lixiviados. Finalmente, la instalación cuenta con tres vertederos de residuos no peligroso y uno de inertes; dos de ellos se encuentran sellados y uno activo. Los dos vertederos objeto del presente trabajo cuentan con sendas balsas de acumulación de lixiviados, a partir de las cuales se procede mayoritariamente a la recirculación de lixiviados sobre los vasos sellados,

aunque también se cuenta con instalaciones para el tratamiento mediante nitrificación/desnitrificación (datos de 2011).

Las principales entradas de los vertederos de residuos no peligrosos proceden de los rechazos del tratamiento del residuo mezclado o bruto, y los procedentes de la Planta de Reciclaje y Compostaje. Asimismo, se reciben los rechazos de residuos de envases procedentes de la Planta de Clasificación de Envases, los Residuos Sólidos Urbanos (RSU) mezclados procedentes de empresas particulares, los RSU no valorizables y los residuos voluminosos no peligrosos.

Características de los Vertederos

En lo relativo a los vertederos de residuos no peligrosos, el Complejo cuenta con tres vertederos dos de los cuales se encuentran inactivos (desde inicios de 2012). El vaso más antiguo (V1L), fue el primero en implantarse en la zona de cabecera del Arroyo Arias durante el año 1994, estuvo activo hasta el año 2004. Se ubicó ocupando una antigua vaguada cerrada mediante un dique de contención impermeabilizado en su trasdós, pero sin impermeabilización en la base del vertedero. Se instaló una red de drenaje de lixiviados que se conectó con la balsa inferior y se construyeron dos piezómetros aguas abajo situados a 100 y 200 m de distancia de la balsa, atravesando el aluvial del Arroyo Arias hasta penetrar en el sustrato paleozoico. La capacidad de este vertedero se estimó en $8,5 \cdot 10^6 \text{ m}^3$, lo que supone un vertido de $5,1 \cdot 10^6 \text{ t}$ (adoptando una densidad media de $0,65 \text{ t/m}^3$).

Durante los años 2003-2004 se adecuó el vertedero a las exigencias del RD 1481/2001 impermeabilizándose el fondo y taludes y procediéndose al sellado del mismo mediante capa de drenaje (capa de grava de 30 cm) y capa de arcilla compactada (60 cm) en plataforma. A partir de esta se inició la segunda fase denominada en adelante vertedero V2L. Durante el año 2006 se sellaron de forma definitiva los taludes de V1L impermeabilizándose mediante capa de PEAD de 1,5 mm de espesor entre geotextiles y capa de cobertura de 40 cm de arcilla, más un recubrimiento superficial de 20 cm de tierra para la revegetación. La superficie sellada fue de 4,5 ha, aproximadamente.

La explotación del vertedero se realiza bajo la denominada modalidad de depresión (Tchobanoglous y Leary, 2002) mediante el extendido de capas compactadas de residuos de 2,00-2,40 m de espesor separadas por un recubrimiento intermedio de 0,20 m de espesor medio de material de la zona. Es claro que esto se corresponde con un esquema general de explotación que admite variaciones en función de diferentes circunstancias. El conjunto se denomina celda, de forma que cada dos celdas se apoyan sobre diques que garanticen la

estabilidad del conjunto y aumentan la superficie de explotación (figura 1.3). El material de recubrimiento y el necesario para la formación de los diques, se extrae del propio emplazamiento, complementándolo con aportes externos.

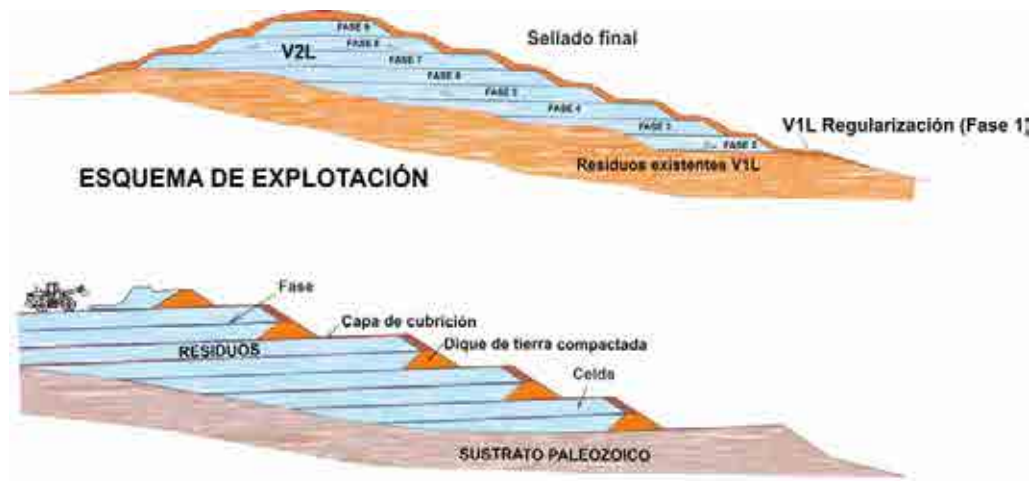


Figura 1.3. Esquema de explotación (fases, arriba) de V2L y método de explotación de V1L (formación de celdas y fases, abajo). Fuente: Modificado de Balance Hídrico Fase 1 del Vertedero de Residuos No Peligrosos del Centro Ambiental “Los Ruices” (Málaga). Limasa/Geocisa. Diciembre 2011.

Cada tongada conforma un escalón principal del vertedero. Se opera mediante la disposición del residuo en rampa con cubrición diaria para evitar vuelos y aportes directos de agua, siguiendo las fases habituales en este tipo de explotación. Esto incluye el transporte y descarga de los contenedores de rechazos en el frente de vertido, compactación de los residuos, relleno de huecos, cubrición y nueva compactación con el fin de dar estabilidad al frente de vertido. Sobre la superficie así creada se disponen una serie de colectores generales para la captación y conducción de los lixiviados hasta las balsas. Existe una balsa para cada uno de los vertederos denominadas balsa inferior para el vertedero más antiguo (V1L) de 800 m³ de capacidad, impermeabilizada mediante lámina de PEAD de 2mm de espesor y sistema de detección de fugas, y la denominada balsa de arriba para el segundo vertedero (V2L) situado parcialmente sobre el primero, de 1000 m³ de capacidad y similares características que la anterior.

Evolución de los vasos de vertido

A partir de la superficie sellada en 2004 se inicia el vertedero V2L que se mantuvo en explotación hasta el 2011 y ocupa una superficie de aproximadamente 16 ha. El volumen útil de éste se estimó en 1,9.10⁶ m³ (68.600 m³/mes). Se preselló en 2012.

La figura 1.4 muestra la evolución en superficie de ambos vasos desde 1998 hasta 2011.



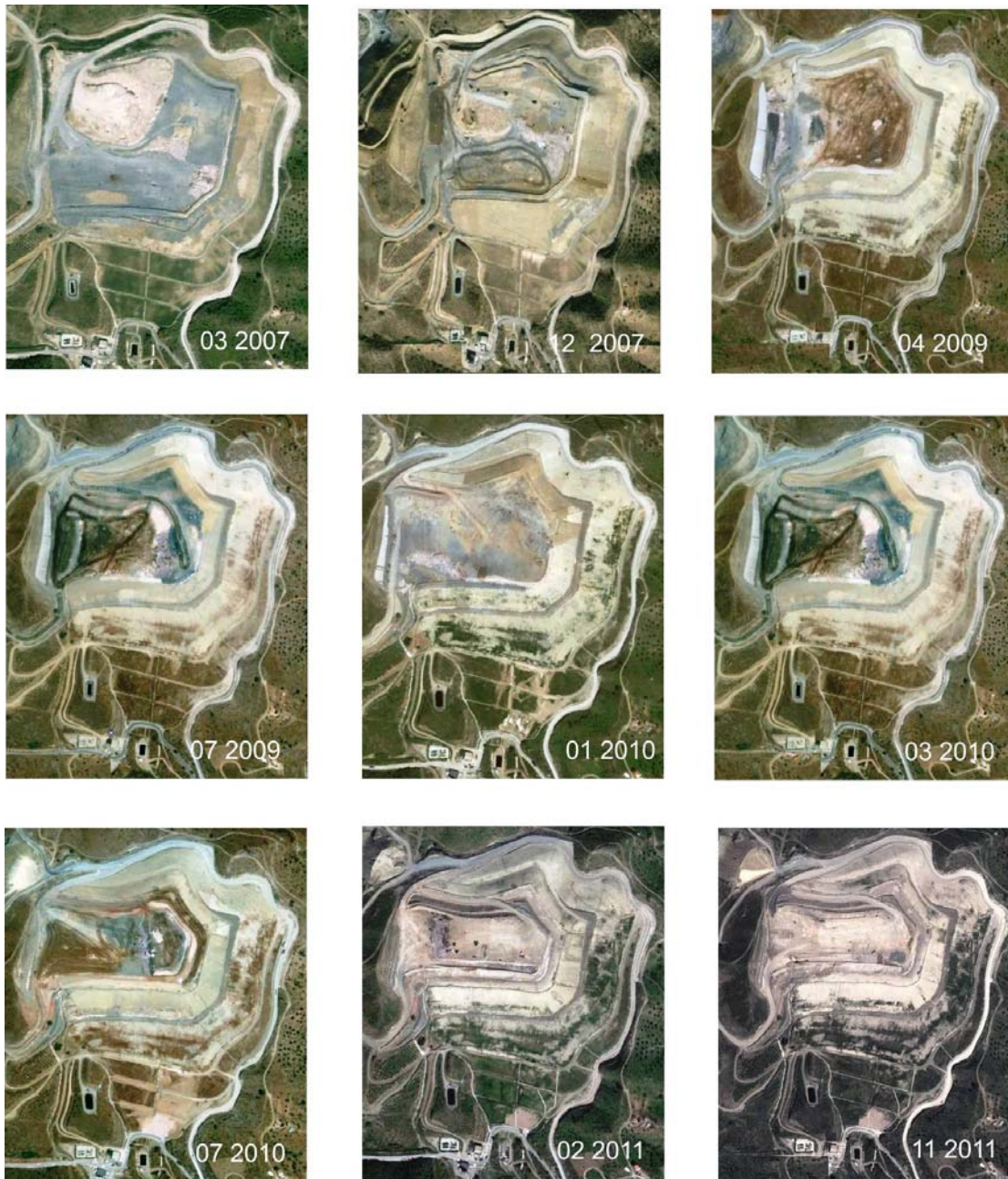


Figura 1.4. Evolución de los vertederos V1L y V2L de Limasa desde 1998 hasta 2011. Los fotogramas de 1998 y 2000 muestran el vaso V1L y la balsa de 800 m³ asociada. En Noviembre de 2003 aparece por primera vez la balsa correspondiente al vaso V2L. Las zonas blancas situadas en los laterales de la plataforma se corresponden con la colocación de geotextiles en las zonas de talud. El sellado de V1L tuvo lugar durante los años 2003-2004. Los fotogramas correspondientes a 2004 muestran los depósitos de lodos (color más oscuro), sobre la plataforma de V2L. La zona de 4,5 ha no cubierta de V1L aparece ya sellada en los fotogramas del año 2006. A partir de 2006 y durante el año 2007 se aprecia la utilización de filitas grises y pizarras para las capas de cubrición intermedia. Hasta finales de 2011 se aprecia la explotación de la zona de plataforma de V2L. Fuente: Google Earth.

Tipo Residuo (T)	2004	2005	2006	2007	2008	2009	2010	2011	total
ESCOMBROS y tierras	2.327	0	538.258	493.693	533.430	1.601.332	257.530	172.498	3.599.067
LODOS y arenas	0	0	31.474	22.441	15.534	15.256	15.421	41.879	142.005
RSU Org. Domiciliarios	259.267	267.607	266.219	268.332	254.681	240.714	242.385	236.063	2.035.268
PLAYAS	6.932		2.187	6.631	1.181	1.068	2.914	2.306	23.220
PODA	5.109	4.221	9.428	8.872	11.413	11.339	10.082	10.468	70.932
POLIGONOS	35.882	38.884	34.458	33.286	33.101	32.350	35.922	34.665	278.547
RECHAZO								153.648	153.648
VOLUMINOSOS			27.293	26.232	26.210	21.372	18.036	18.523	18.523
OTROS	9.764	9.270	7.011	6.487	5.864	5.151	4.856	4.853	53.256
totales	319.282	319.983	916.328	865.974	881.414	1.928.582	587.144	674.902	6.374.467

Tabla 1.1. Naturaleza de las entradas de residuos en el Complejo Medio Ambiental Los Ruices desde 2004 hasta 2011. Fuente: Limasa

La tabla 1.1 detalla la naturaleza de las entradas de residuos en el Complejo Medio Ambiental desde 2004 hasta 2011.

2. 3. Complejo Medio Ambiental (CMA) de la Costa del Sol

El Complejo Medio Ambiental de la Costa del Sol presta sus servicios a los municipios de la Mancomunidad homónima integrada por los municipios de Benahavís, Benalmádena, Casares, Estepona, Fuengirola, Istán, Manilva, Marbella, Mijas, Ojén y Torremolinos, con un total de 542.817 habitantes, censo a 1 de enero de 2013, (I.N.E.). Ocupa una parcela de 180 ha y se sitúa en las coordenadas UTM (huso 30) 300.695, 4.035.9550 y a 190-230 m.s.n.m.

La instalación cuenta con tres vasos de vertido (figura 1.5). El primer vaso (CV1) se clausuró en agosto de 2002; el segundo vaso (CV2) se selló en 2011 aunque se reanudó su explotación en 2013. El tercer vaso de vertido (CV3) se encuentra actualmente en explotación.

La recogida anual supone aproximadamente una recepción de 300.000 t de residuos de procedencia doméstica, y 9.000 t aproximadamente de envases ligeros (briks, latas y envases de plástico procedentes de la recogida selectiva).

El Complejo Medioambiental de la Costa del Sol está formado principalmente por las siguientes instalaciones:



Figura 1.5. Perspectiva de las instalaciones del Complejo Medio Ambiental de la Costa del Sol. CV-1 Vaso de vertido 1, CV-2 Vaso de vertido 2, CV-3 Vaso de vertido 3, 1- Depósitos de lixiviados, 2- Balsa de agua, 3- Zonas de préstamo, 4-Instalaciones

- Planta de Tratamiento de R.S.U., con tres líneas de tratamiento, en la cual se tratan los residuos procedentes de la fracción resto.
- Planta de Clasificación de Envases ligeros automatizada, con una línea de clasificación, en la cual se clasifican y seleccionan los distintos subproductos que se recogen en el contenedor amarillo de envases ligeros.
- Vertederos de rechazos (3 Vasos), en los que se depositan los rechazos no valorizables de los procesos anteriores.
- Planta de Depuración de Compost, con dos líneas de afino, donde se tratará la materia orgánica separada de los R.S.U. tras un proceso de fermentación, con el objetivo de obtener compost de alta calidad.

En cuanto al proceso de gestión de residuos que se realiza en las instalaciones se debe diferenciar entre el tratamiento que reciben los residuos recogidos selectivamente y el tratamiento que reciben los Residuos Sólidos Urbanos. Una vez realizado el tratamiento correspondiente, el rechazo que se origina se elimina mediante depósito en vertedero, previa formación de balas compactas de residuos.

Características de los Vertederos

Los rechazos de la planta de clasificación de basura selectiva y no selectiva (previamente prensados) y de la planta de compostaje (sin prensar) son enviados al vertedero de rechazos (115.000 t/año de promedio aproximado, con un 52 % de residuos biodegradables). El vertedero activo (CV3) se encuentra anexo al parque de fermentación. La colocación de las balas procedentes de la prensa de rechazo se efectúa con un manipulador telescópico, depositándolas ordenadamente en el vertedero. Inicialmente el acopio se realizaba hasta una altura máxima de 4,40 m (4 balas de 1,10 m.) en verano y 3,30 m en los meses de invierno, actualmente se depositan en capas de 3 balas (de dimensiones 1,1m de alto, 1,1 m de ancho y 1,8 de largo). La densidad alcanzada en las balas es de 0,60 t/m³, aproximadamente, mientras que el espacio entre balas se suele rellenar con rechazos del proceso de afino o con otros materiales como restos de voluminosos alcanzando una densidad media de 0,20 t/m³. El vertido se inicia apoyando las sucesivas capas de rechazo en el dique de inicio de vertido. Las balas se colocan dejando en el talud una pendiente máxima de 39° (relación 2:3). Entre cada conjunto de balas (de 3,30-4,40 m de altura) y el siguiente quedan unas bermas con una anchura de 5 m para su conservación y mantenimiento. Se realiza un reparto uniforme de los residuos en toda la superficie de trabajo.

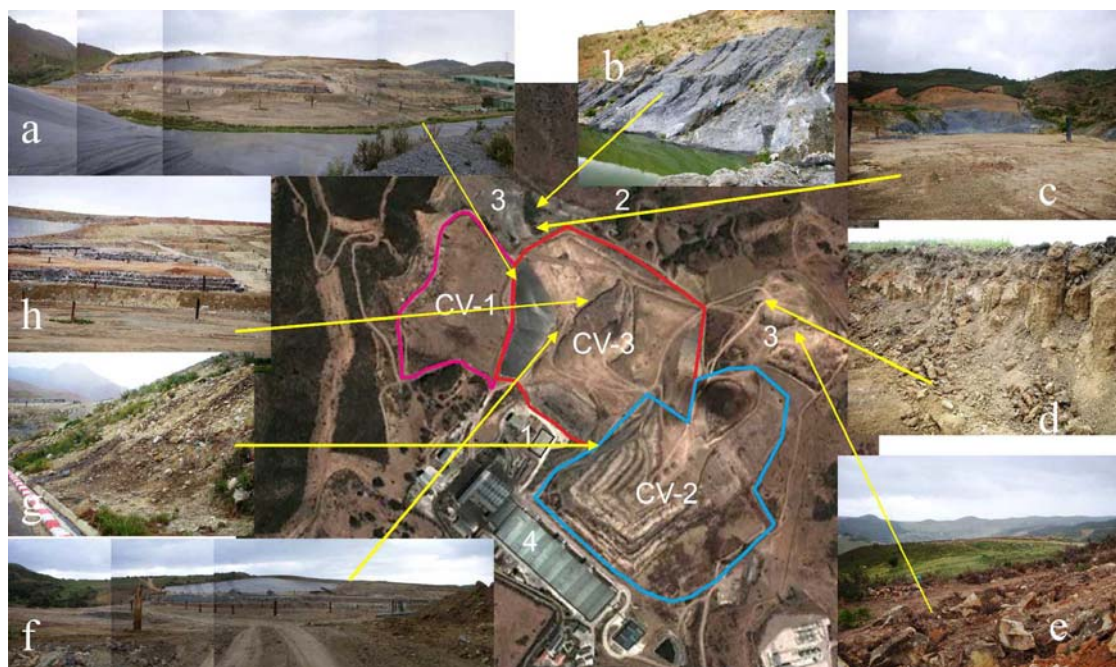


Figura 1.6. a - Vista general del vaso 3 desde el vaso 1, b- Pequeño manantial discontinuo en el contacto entre filitas maláguides y los esquistos ferruginosos también del maláguide, c- Vista del anterior contacto desde el vaso 2, d - Zona de préstamo en el flysh de Estepona, e- Calizas y margas paleógenas, f- Panorámica del vaso 3, g- talud del vaso 2 en el que puede apreciarse el movimiento del lixiviado a favor de la pendiente, h - Explotación del vaso 3 mediante balas (19.04.2012)

Simultáneamente, el material de rechazo del afino y los elementos voluminosos se van depositando en los huecos existentes, tras lo cual se procede a depositar la tierra de cobertura de un espesor aproximado de 0,40 m, alcanzando una densidad media aparente aproximada de 0,78 t/m³.

Como ya se indicó, existen tres vertederos, CV1 activo desde 1999 hasta 2002, la columna media de residuos acumulados es de unos 25/30 m y su superficie de 4,5 ha aproximadamente (con un total de 0,22·10⁶ t de RSU depositados que ocupan un volumen aproximado de 0,41·10⁶ m³). CV2 estuvo activo desde 2002 hasta 2011 y es el principal receptor de la recirculación de lixiviados. La columna media de residuos alcanza los 50 m de espesor ocupando una superficie de 10,4 ha, aproximadamente (esto es 0,22·10⁶ m³ o 0,62·10⁶ t), se reanudó su explotación en 2013. CV3 se encuentra activo desde 2008 ocupando una superficie de 4,7 ha con una columna de residuos de 22 m, aproximadamente (es decir, 0,97·10⁶ m³ o 0,77·10⁶ t). Las columnas mencionadas incluyen las capas de residuos (tres balas de 1,1 m de altura) y los recubrimientos intermedios de 0,4 m de espesor medio.

Los diferentes vasos de vertido cuentan con una barrera impermeable sintética entre la capa de residuos y el suelo. El revestimiento sintético, consta de una lámina de PEAD de 1,5 mm de espesor protegida por sendos geotextiles de 150 y 300 g/m² de gramaje. Los vasos de vertido disponen de un sistema de recogida de lixiviados, que consiste en una serie de canalizaciones que desembocan en un colector central en cada vaso de vertido. Estas canalizaciones están colocadas por encima de la impermeabilización del suelo antes citada. El drenaje de los vasos de vertido genera lixiviados que se almacenan en dos depósitos cubiertos de hormigón. De otra parte, la solera donde se asienta la maquinaria utilizada en la zona de tratamiento está hormigonada y presenta pendientes de evacuación de aguas de lavado hacia alcantarillas que conducen las aguas hasta los depósitos de lixiviados. Asimismo, la nave de compostaje dispone de drenaje que recoge los lixiviados y los evacua hacia las balsas de lixiviados. La solera de las naves está impermeabilizada mediante capas de hormigón (además del sellado de juntas con masilla asfáltica).

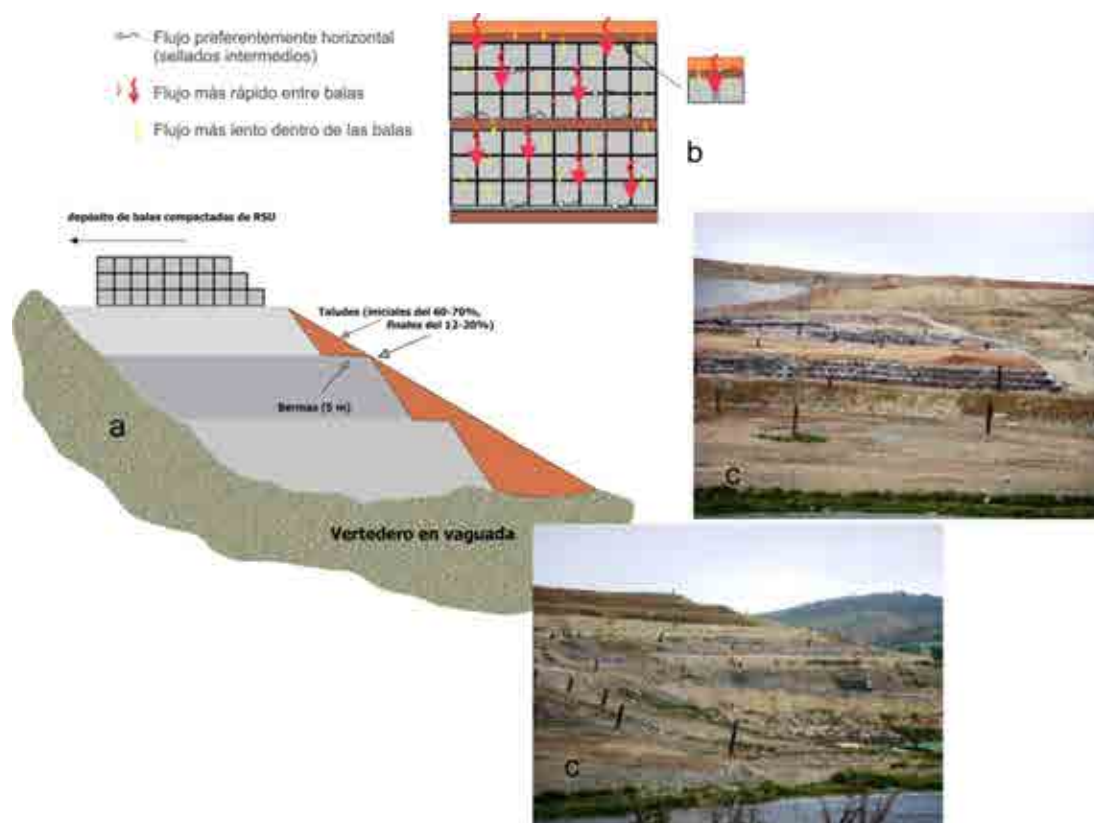


Figura 1.7. a- Proceso de vertido en baso activo, b- se distinguen dos permeabilidades preferentemente verticales, una más rápida entre balsas y otra más lenta a través de estas, y una tercera permeabilidad horizontal que se desarrolla preferentemente a favor de las sellados intermedios, c, vista frontal y lateral del frente de vertido en CV3 (marzo, 2012).

Todos los vasos de vertido se encuentran en vaguada, con pendientes suficientemente pronunciadas para que los lixiviados circulen por gravedad hasta una tubería ranurada, embutida en las correspondientes zanjas drenantes. Los colectores desembocan en una conducción en el dique, desde el cual los lixiviados son enviados a dos depósitos de almacenamiento de lixiviados (depósitos de hormigón intercomunicados), que en conjunto disponen de una capacidad de almacenamiento de 3.500 m³, aproximadamente. El lixiviado de las balsas se utiliza si es necesaria más humedad para la fermentación del compost, además de recircular un importante volumen de lixiviado al frente de vertido y a los vasos sellados (riego mediante aspersores).

Existe una red de control de fugas bajo la capa impermeable que recubre el fondo del vertedero, cuya función es detectar escapes de lixiviado y facilitar su conducción a los depósitos mencionados. Las instalaciones están dotadas de un sistema de recogida y evacuación de pluviales. Para evitar que el agua de lluvia entre en contacto con los rechazos produciendo más lixiviados y dificultando la entrada al frente de vertido, las pluviales son desviadas bordeando la zona de vertido mediante cunetas perimetrales que vacían fuera del vaso de vertido en terrenos colindantes.

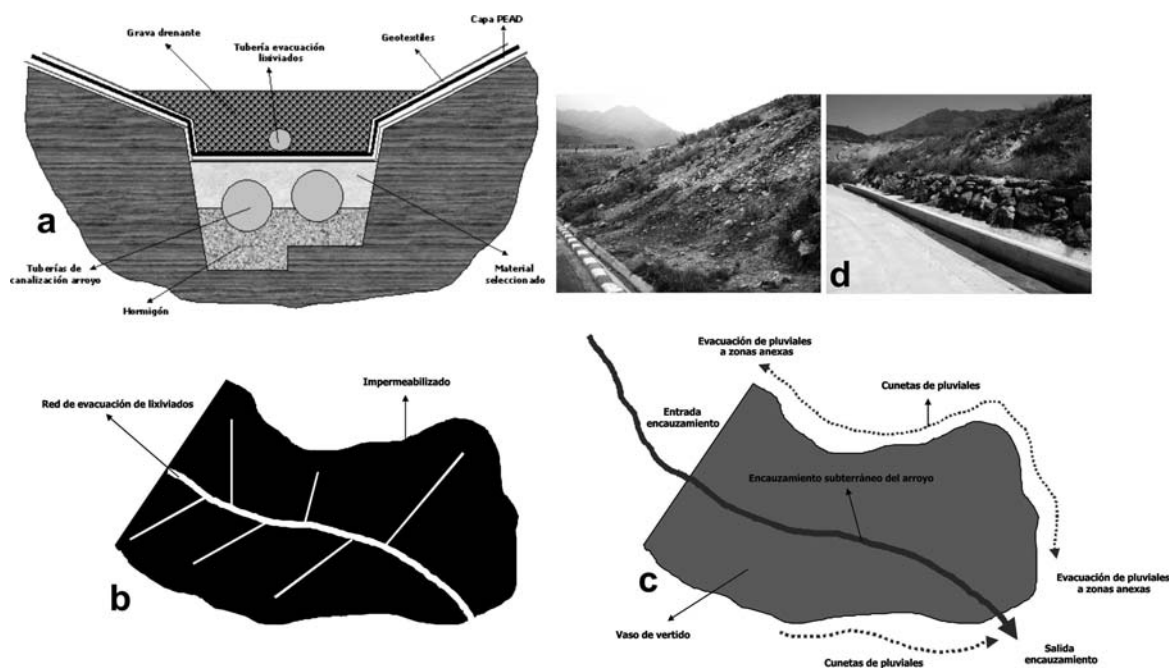


Figura 1.8. a Sistema de evacuación de lixiviados y control de fugas, b- Vista en planta del sistema de drenaje de lixiviados y c, sistema de drenaje de pluviales. Fuente: Proyecto Básico de Autorización Ambiental Integrada, Urbaser, 2006 (modificado).

Por otro lado, se ha encauzado el arroyo Las Minas que tiene su nacimiento en una ladera colindante. El encauzamiento tiene una parte subterránea que circula bajo del vaso activo y evacua las aguas pluviales fuera de la zona de vertido. Finalmente, la evacuación de las pluviales que caen sobre la tierra que cubre el vaso se realiza dejando pendientes hacia los laterales del 2% y hacia el dique del 4%, estas pendientes drenan hacia las cunetas perimetrales que a su vez conducen las pluviales a terrenos colindantes, o al arroyo mencionado.

3. Objetivos

Como se ha indicado, el trabajo de investigación se centra en las dos variables ambientales más significativas de los vertederos. La generación y caracterización de lixiviados y de gas de vertedero o biogás. En el caso de los lixiviados se contó con datos de generación de caudales mensuales de lixiviados para el Complejo Medio Ambiental “Los

Ruices”, para los dos vertederos denominados V1L y V2L, y para el periodo 2007-2011. Para el Complejo Medio Ambiental de la Costa del Sol se contó con datos diarios correspondientes a los años 2009 a 2011, para los tres vertederos del Complejo. Esto permitió la realización de un balance de aguas y la utilización del modelo hidrológico HELP (Schroeder, 1994) para detectar posibles acumulaciones y/o fugas, objetivo principal a nivel hidrológico. En el caso de las instalaciones gestionadas por Limasa, la existencia de asentamientos e inestabilidades llevó a la realización de diversos piezómetros, pozos y catas que permitieron llegar a una primera idea del funcionamiento hidrodinámico de los vertederos y, lo que es más importante, de la relación entre vasos de vertido. En el caso de Valsequillo no se dispuso de datos de caudal de lixiviado generado, aunque sí de niveles y espesor saturado en los sondeos de desgasificación, lo que permitió estimar la evolución de niveles a lo largo del periodo de muestreo.

En estas últimas instalaciones se contó con medidas de calidad y emisión de biogás que más adelante se detallarán. El objetivo final de las diferentes campañas de medida y del correspondiente tratamiento de datos fue el cálculo de un balance de masas del metano para el vertedero V4 del CMA de Valsequillo. Las diferentes campañas de muestreo de plantearon con los objetivos parciales de:

- caracterizar la distribución espacial de los diferentes parámetros que determinan la calidad del gas de vertedero. Las campañas de muestreo se centraron en medir dichos parámetros en los sondeos de desgasificación existentes;
- caracterizar las emisiones que se producen desde el interior del vertedero a partir de medidas directas de emisión en los citados sondeos de desgasificación;
- estimar la distribución espacial de las emisiones superficiales de metano a través de la cubierta del vertedero y su cuantificación; y
- determinar el porcentaje de oxidación del metano a su paso por la citada cubierta o capa de sellado. Y, como es lógico, una vez determinados los anteriores sumandos resta determinar el porcentaje de migración, la variación en el volumen de almacenamiento, y, la producción teórica de gas en el vertedero para calcular el balance de masas final (en el presente caso para el metano).

Uno de los aspectos clave en este tipo de estudios radica en la metodología a seguir para realizar estimaciones de las variables que caracterizan el biogás en puntos sin medición. En bibliografía se detecta una preferencia por la utilización de metodologías de interpolación como la inversa de la distancia al cuadrado, regresión, triangulación y otras (Czepiel et al., 1996; Abichou et al. 2006b; Spokas et al.2006, etc.), en detrimento de los

métodos geoestadísticos que, sin embargo, han demostrado a los largo de las últimas décadas su utilidad en diversos campos y especialmente en el ambiental (Webster y Oliver, 2007). En este trabajo se ha estudiado la utilización de diversas técnicas geoestadísticas para la estimación espacial de las componentes del balance. La naturaleza de los datos citados, fuertemente sesgados en el caso de las emisiones superficiales, recomienda la utilización de varias técnicas de estimación que permitan contrastar resultados, con el objeto final de seleccionar la mejor opción optimizando el empleo de las diferentes técnicas. La posible presencia de tendencias o derivas en las variables, y la posibilidad de semiautomatizar el proceso de inferencia, hace especialmente interesante la aplicación de las denominadas Funciones Aleatorias Intrínsecas que más adelante se detallarán, y cuya utilización aplicada a los gases de vertedero se realiza por primera vez en este trabajo.

A partir de la recopilación bibliográfica en materia de gas de vertedero se puso de manifiesto la existencia de una abundante pero dispersa bibliografía en la materia llegando a convertirse la redacción de una síntesis de la misma en un objetivo parcial. El resultado se refleja en el anexo 1.

Finalmente, se ha caracterizado la composición química de los lixiviados a partir de varios parámetros inorgánicos, así como se ha determinado la existencia de posibles tendencias en las evoluciones temporales de estos parámetros. En base al comportamiento de estos se reconocieron posibles reacciones hidroquímicas en el seno de los vasos de vertido, y los cambios hidroquímicos del lixiviado ante los episodios de recarga de lluvia y/o de recirculación de lixiviados y aportes externos.

4. Metodología

4.1. Adquisición de datos

CMA de Valsequillo

Se ha muestreado el gas de vertedero en lo relativo a su calidad (porcentaje de metano y otras variables) y en lo que se refiere a las emisiones (a través de la capa de sellado o midiendo los flujos directamente en los sondeos de desgasificación). También se hicieron muestreos de calidad encaminados a determinar el porcentaje de oxidación del metano en la capa de sellado.

Se realizaron tres campañas de medida durante los días 23.03.2010, 27.04.2010 y 17.05.2010, existiendo una primera toma de datos de 22.10.2009. En todos los casos se midió el contenido de CH₄, O₂ y CO₂ (% en volumen mediante infrarrojos), CO y H₂S (ppm, mediante célula electroquímica), nivel del lixiviado en los 38 sondeos de desgasificación, temperatura del lixiviado y temperatura ambiente. Asimismo, se midió la presión barométrica; todas estas medidas se llevaron a cabo mediante analizador de gases modelo GA-2000 (Geotechnical Instr. Ltd.UK). Las medidas de temperatura del lixiviado se realizaron a 9 m desde la superficie mediante sonda manual. La medida de niveles se realizó también mediante sonda manual. Se consideró, además, el valor promedio de todas las fechas disponibles para cada variable como una nueva variable que permite caracterizar el comportamiento espacial de forma global. A lo que se añadió la relación CH₄/CO₂ indicativa de la existencia de procesos de reducción del metano en dióxido, o a la inversa, y como variable “de seguridad” para contrastar con las medidas de metano. La primera toma de datos citada realizada por el titular de la concesión administrativa incorporó la medida del pH en muestras extraídas de cada sondeo.

Asimismo, se midieron a partir de las diferencias de concentración en el tiempo, las emisiones o flujos procedentes directamente de los sondeos de desgasificación. Se ha considerado oportuno limitar al capítulo correspondiente la descripción detallada de la técnica utilizada.

Para estimar las emisiones superficiales se realizaron tres campañas de medidas utilizando una cámara de flujo estática construida según las indicaciones de la Agencia de Medio Ambiente Inglesa (Environment Agency, 2004e) de dimensiones 50 cm por 50 cm por 40 cm (0,1 m³); adicionalmente, se utilizó un modelo de dimensiones más reducidas para detectar la existencia o ausencia de biogás (12 por 12 cm, por 28 cm de altura). La primera campaña se realizó el 17.03.11 sin que el sistema de desgasificación estuviese en marcha, las

siguientes el 17.01.12 y 22.03.12 con el sistema de aspiración y extracción de biogás en marcha.

De otra parte, se utilizaron las emisiones superficiales de metano y dióxido de oxígeno y las concentraciones en profundidad de las mismas, para hacer una estimación del porcentaje de oxidación del metano en la capa de sellado, siguiendo la metodología propuesta por Christopherson et al., 2001.

Se llevó a cabo una campaña de prospección geofísica mediante tomografías eléctricas, con la intención de detectar la existencia de posibles acumulaciones o fugas de lixiviado, o de aporte de aguas procedentes del sustrato.

CMA Los Ruices

Desde el año 2007 hasta el 2009 se vienen realizando mediciones mensuales de lixiviado producido en los vasos V1L y V2L del complejo ambiental. La medición se realiza de forma estimativa a partir de una proporción sobre el llenado de las balsas (65-50% de V2L y 40-30% de V1L y 5% procedente de las instalaciones de compostaje y saneamiento). A partir de 2010 se implementaron caudalímetros (situados antes de la llegada de estos a las dos balsas correspondientes a cada uno de los vasos de vertido) para canal abierto de tipo Parshall que permiten una medida más ajustada a la realidad de la producción de lixiviados de los vertederos. Además de los datos de generación de lixiviados, se contó con los datos de recirculación mensual de lixiviados a ambos vasos de vertido.

En relación con las muestras de lixiviado, se realizó una toma quincenal a la entrada a las dos balsas de lixiviados; cada una de ellas procede de uno de los vasos de vertido, V1L (“balsa de abajo”) y V2L (“balsa de arriba”). El muestreo se realizó por parte de operarios del CMA mediante llenado de botes de polipropileno de 100 ml directamente en el caudal de entrada a cada balsa. Las muestras se conservaron en frigorífico hasta su traslado a laboratorio.

Los datos anteriores se complementaron con una campaña de geofísica mediante tomografías eléctricas llevada a cabo por una empresa externa durante noviembre y diciembre de 2012. Fue realizada con la intención de despejar algunas dudas relativas a la relación espacial entre los dos vertederos estudiados, así como para determinar la distribución en planta y en profundidad de los lixiviados, y detección de zonas saturadas y zonas secas.

La ejecución de varios sondeos, catas y piezómetros de control permitió realizar varias campañas de control piezométrico en ambos vertederos con el objeto de detectar la

relación hidrodinámica entre ambos y, asimismo, corroborar las conclusiones que se desprenden de la interpretación de las tomografías.

CMA de la Costa del Sol

En este caso se cuenta con datos de medida diaria del caudal de lixiviado drenado para los tres vertederos para los años naturales 2009 a 2011. El proceso de calibración de los caudalímetros (modelo WAI-50200MM PN-16-2 IBERCONTA) durante 2009 hizo inviable la utilización de los datos de este año en el modelo hidrológico. También se contó con datos relativos a la recirculación mensual de lixiviados a los tres vertederos.

Desde el año 2002 hasta el 2009 se vienen realizando mediciones mensuales de lixiviado almacenado en los depósitos. El lixiviado, procedente de los tres vasos del complejo ambiental, se acumulaba en dos depósitos, sin hacer distinción en cuanto a los caudales o volúmenes de procedencia, y midiendo simplemente el nivel en una escala. Estos datos se utilizaron en el análisis mediante wavelet.

En relación con las muestras de lixiviado, se realizó una toma quincenal en las tres arquetas correspondientes a los tres vertederos antes de su drenaje a los depósitos de lixiviados. El muestreo se realizó por parte de operarios del CMA mediante llenado de botes de polipropileno de 100 ml directamente en el caudal de entrada a cada balsa. Las muestras se conservaron en frigorífico hasta su traslado a laboratorio.

En junio de 2013 se realizó un estudio geofísico mediante tomografía eléctrica de los tres vasos de vertido con el objeto de conocer la existencia de posibles acumulaciones y/o fugas de lixiviado.

4. 2. Métodos de Laboratorio

Cationes

Para el análisis de cationes (Ca^{2+} , Mg^{2+} , Na^+ , K^+) y otros elementos (Fe, P, B, Mn, Cr, Zn, Ni y Ba) se ha utilizado un espectroscopio de emisión con fuente de excitación de plasma de argón por acoplamiento inductivo ICP-MS (Modelo ELAN DRC-e de marca Perkin Elmer (Norwalk, EEUU)) ubicado en los Servicios Centrales de Apoyo a la Investigación de la Universidad de Málaga.

La complejidad de la matriz en las muestras de lixiviado ha obligado a realizar un pretratamiento. En las muestras de lixiviado, donde el contenido en materia orgánica y sólidos en suspensión es alto, y en los patrones fabricados para las medidas de lixiviados, se realizó un tratamiento antes de su introducción en el ICP-MS. El tratamiento consistió en la

digestión ácida con microondas y un posterior filtrado con filtro de 0'45 μm (digestor microondas modelo Multiwave 3000 (Anton Paar) cuyo programa de digestión fue un método EPA usando una mezcla de HNO_3 y HCl concentrado). Para la limpieza de los recipientes e instrumental utilizado en el proceso de digestión, se lavó abundantemente con diluciones de ácido nítrico y agua ultrapura, antes de su uso y entre digestiones de muestras.

Aniones

Para la analítica de aniones (F^- , Cl^- , NO_2^- , Br^- , NO_3^- , SO_4^{2-}) se ha utilizado cromatografía iónica de alta presión (HPLC) con un equipo de la marca METROHM (Modelo 881) con automuestreador, cuya precisión de medida es del orden de 0,1 mg/l. En este caso el propio equipo realiza la filtración tangencial con un tamaño de poro de 0,2 μm . La columna separadora fue METROSEP ASSUP.

Las muestras se mantuvieron en refrigeración ($< 4\text{ }^\circ\text{C}$) hasta su análisis, que de cualquier modo se realizaban en un periodo inferior a dos semanas. En el momento de la analítica se procedía a diluir los lixiviados en una relación tal que permitiera introducir al equipo muestras acuosas con conductividades eléctricas inferiores a 1.000-1.500 $\mu\text{S}/\text{cm}$.

4. 3. Métodos de Gabinete

Recopilación bibliográfica

La recopilación y selección de trabajos de investigación científica relacionados con las materias tratadas en el trabajo de investigación ha sido posible gracias al Servicio de Publicaciones Científicas de la Universidad de Málaga. Además de éstas, se han consultado proyectos e informes de tipo técnico pertenecientes a cada uno de los gestores de cada una de las instalaciones, así como bibliografía de tipo genérico relativa a la gestión de residuos, explotación de vertederos, análisis de series temporales y análisis wavelet, programación (Fortran y Matlab fundamentalmente), geoestadística y un largo etcétera.

Recopilación de datos meteorológicos

En relación con los datos meteorológicos se han recopilado datos relativos a precipitación diaria, temperatura e insolación como datos básicos para establecer el mencionado balance hidrológico mediante la aplicación del modelo HELP (Schroeder, 1994, 2002). En el caso del CMA de la Costa del Sol la estación meteorológica del propio centro proporciono los citados datos, que se complementaron con los obtenidos de la Estación Meteorológica del IFAPA (Instituto de Investigación y Formación Agraria y Pesquera de la Consejería de Agricultura de la Junta de Andalucía) de Estepona. Para los Complejos Medio Ambientales de Valsequillo y Los Ruices se contó preferentemente con los datos diarios

proporcionados por las estaciones de Málaga (Campanillas) y Antequera pertenecientes al mismo organismo. Se contó asimismo con datos pertenecientes a AEMET (Agencia Estatal de Meteorología del Ministerio de Medio Ambiente) en los tres casos.

Análisis y tratamiento datos

Datos meteorológicos

Las series de datos de temperatura y precipitación existentes se completaron utilizando regresiones lineales, empleando estaciones completas consideradas representativas, y corrigiendo a posteriori posibles errores. Finalmente se procedió al estudio estadístico de las series y a la determinación de la evapotranspiración real, entre otros parámetros, utilizando el programa Trasero v2 (Padilla et al.,2011), así como el software estadístico Statgraphic.

Hidrodinámica e Hidrología

Los datos de hidrodinámica (análisis de hidrogramas y estadísticos de caudales) de Valsequillo y Limasa se trataron mediante el programa, GeoEas (Englund, Evan y Sparks, 1992), Surfer v11 (Golden Software, 2011), Vesper 1.6.2 (Whelan, MCBratney y Misany, 2002), SGeMS (Remy, Boucher y Wu, 2009) y Excell (Microsoft Excel, 2007). Los datos relativos a caudales de lixiviados se trataron mediante Statgraphic (Statpoint Technologies, Inc., 2007), Excell, Stochastos ver. 3.1 (D'Ulst., 1984), Matlab (MathWorks, 2010) (varios paquetes y toolbox, especialmente Torrence y Compo, G. P., 1998 y Grinsted, Moore, y Jevrejeva, 2004). AutoSignal v1.7 (SeaSolve Software Inc.), PAST (Paleontological Statistics, V2.1.7, Universidad de Oslo, 2012), y Dplot V1.2.7 (Hydesoft Computing, LLC).

Parámetros de calidad y emisiones de biogás

Se trataron mediante las mismas herramientas de estimación espacial geoestadística incluyendo FaiPack (Bruno y Raspa, 1994) y el código fuente Auto-IK (Goovaertr, 2009), a los que hay que añadir el ya mencionado SGeMS (Remy, Boucher y Wu., 2009).

Hidroquímica

Se utilizó software de libre difusión: PHREEQC Versión 3 (Parkhurst y Appelo, 2013), Visual - MINTEQ v.3 (Gustafsson, 2003/2010 compilado de MINTEQA2 de U.S.E.P.A.), INAQUAS (Moreno Merino y De la Losa Román, 2008) y Diagrammes v 6.48 (Simler, 2014) Universidad de Avignon.

5. Organización de la Memoria de Tesis Doctoral

La presente memoria se divide en un primer bloque en donde se expone metodología, objetivos y características del medio físico. Se incluye una sucinta descripción de las instalaciones de gestión de residuos y de la producción en la provincia de Málaga, características geológicas e hidrogeológicas de los emplazamientos y climatología.

El segundo bloque está constituido por un capítulo general en los que se describen las características de los vertederos como sistemas de gestión de residuos, se analizan las técnicas para calcular balances de agua aplicados a los lixiviados, y se elabora una síntesis bibliográfica en materia de biogás. Se intenta sintetizar en un único texto gran cantidad de información disponible y dispersa en muy diversas fuentes. Este segundo bloque pretende servir como introducción al mundo de los lixiviados y gases de vertedero. A esto hay que añadir un capítulo dedicado a análisis espacio-temporal de datos, con especial énfasis a los métodos geoestadísticos, por su amplio uso a lo largo de todo el trabajo de investigación, y constituir la herramienta básica de estimación en el ámbito del biogás. Se incluye una pequeña introducción al análisis correlatorio y espectral y de Wavelets.

Un tercer bloque se dedica a los tres Complejos Medio Ambientales de la provincia. La investigación se ha centrado principalmente en la hidrología de lixiviados e hidroquímica para los Complejos Medio Ambientales de Los Ruices y de la Costa del Sol al disponer de datos relativos a producción de lixiviados, y haberse muestreado dichos lixiviados en 5 vertederos durante dos años con frecuencia quincenal. La oportunidad de contar con datos diarios en el segundo de los centros mencionados para un periodo de varios años, permitió la aplicación de técnicas típicamente hidrogeológicas (Análisis Correlatorio y Espectral, Análisis de Caudales Clasificados y Análisis de Wavelets). No se ha encontrado en bibliografía aplicación alguna del Análisis de Wavelet a los lixiviados generados en vertedero. La investigación en el caso del Complejo Medio Ambiental de Valsequillo se ha centrado más en el biogás, tanto en lo relativo a calidad como a emisión, basándose en varias campañas de muestreo así como en la utilización de diversas técnicas geoestadísticas de estimación.

Un capítulo final de conclusiones derivadas de la investigación seguida del listado de referencias bibliográficas finaliza la memoria de la Tesis de Investigación. Se incluyen algunos Anexos, el Anexo I incorpora una síntesis en materia de biogás.

II. LOS RSU EN LA PROVINCIA DE MÁLAGA. EL MEDIO FÍSICO

Según datos de la Oficina de Estadística de la UE, en la Europa de los 27 se alcanzó una tasa anual de producción de residuos urbanos o asimilables a urbanos para 2010 de 502 Kg/habitante. El porcentaje que se destinó a depósito en vertedero, fue del 40 % para la media de Europa, y supera el 50% para España (Eurostat, 2010). La tasa de producción para España fue de 518,5 kg/habitante para ese mismo año (INE, 2012). Del total de residuos urbanos o asimilables a urbanos, según datos del Ministerio de Agricultura, Alimentación y Medio Ambiente (Magrama, Estadísticas del Anuario 2011, Cap.08), en 2010 España produjo 15,8 millones de toneladas que se gestionaron a través de 142 vertederos. Para Andalucía el total de residuos destinados a vertedero fue de 4,25 millones de toneladas, (27 vertederos de los cuales 7 cuentan con instalaciones de aprovechamiento del biogás). La tasa de producción se elevó a 551 kg por persona para 2012.

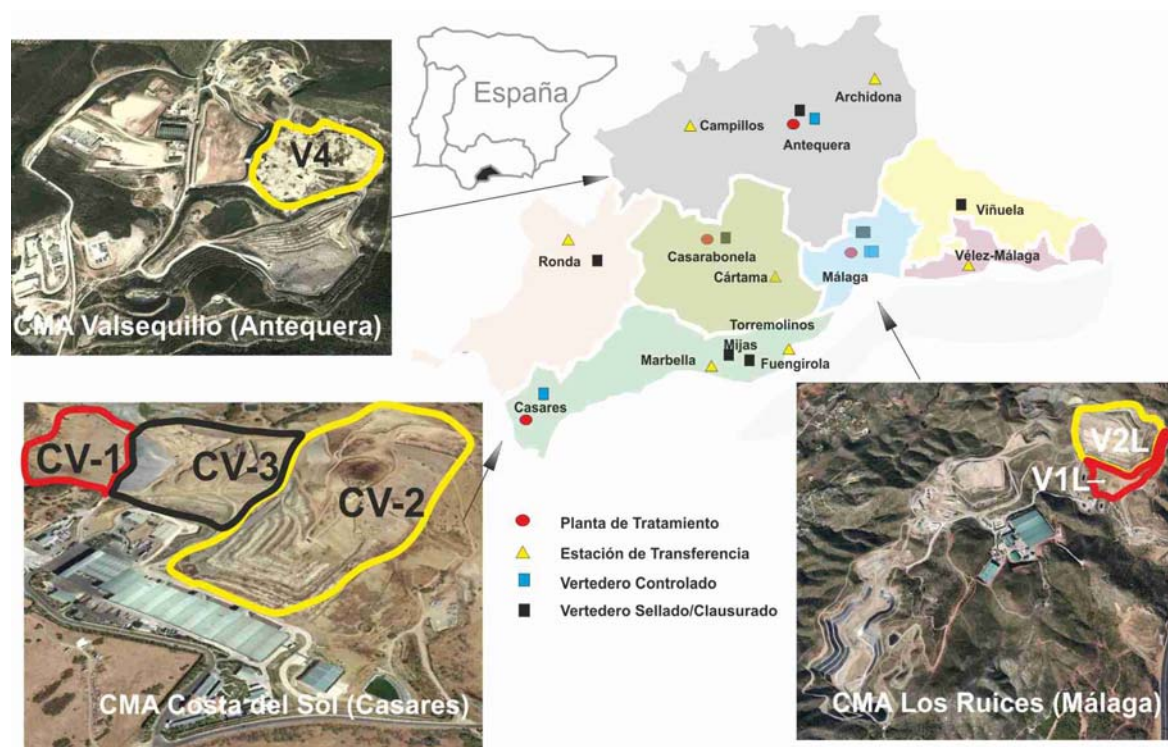


Figura 2.1. Ubicación y características de los vertederos. Sistemas de gestión y explotación.

En el caso concreto de la provincia de Málaga la tabla 2.1 adjunta muestra la evolución en la generación de residuos urbanos para las tres zonas de gestión en que se divide la provincia (ver figura 2.1). Puede apreciarse como la tendencia general es

descendente, cada año se generan menos residuos como consecuencia directa de la crisis económica y del aumento de la recogida selectiva.

Municipio	EVOLUCIÓN DE LOS RESIDUOS DOMICILIARIOS 2003-2012 (T) Málaga							Tasa Media
	2006	2007	2008	2009	2010	2011	2012	
CMA Casares	368061	360188	342513	327542	335188	321245	308678	1,97
CMA Los Ruices	319399	321617	302602	288174	297348	288341	279351	1,25
CPRSU	297584	306987	317000	227197	207431	257375	242673	1,37

Tabla 2.1. Evolución de la producción de residuos domiciliarios en la provincia de Málaga. Fuente: Programa de Gestión de Residuos No Peligrosos de la Costa del Sol Occidental 2013-2023. Mancomunidad de Municipios de la Costa del Sol Occidental 2013. Datos aportados por Limasa III y CPRSU. La tasa promedio para el periodo 2006/2012 considerando el conjunto de la provincia se cifra en 1,54 kg/habitante/día.

1. Geología e Hidrogeología

1. 1. CMA de Valsequillo

Desde el punto de vista geológico e hidrogeológico, los vertederos se sitúan en la zona de contacto entre el llamado Trías de Antequera, de facies predominantemente arcillosas con abundancia de yesos, y los materiales cuaternarios de relleno de la Depresión de Antequera, flanqueados por retazos de calcarenitas miocenas.



Figura 2.2. Derecha, esquema geológico de la zona ocupada por el Complejo Medio Ambiental de Valsequillo (Antequera). 1. Arcillas abigarradas, margas y yesos triásicos. 2. Dolomías, brechas y carníolas triásicas. 3. Arenas, conglomerados y margas grises terciarias. 4. Glacis formado por calizas y calcarenitas en matriz calcárea del Pleistoceno. 5. Coluvión de arcillas y arenas de igual edad. Izquierda. Instalaciones del Complejo V1 a 5 Vasos de vertido. El vaso 6 se ubica sobre el V1 y V2, no se aprecia en la fotografía por ser esta anterior a su construcción. A. Lodos: Acopio de lodos, Z. Ext: Zonas de extracción de préstamo. P RCD: Planta de tratamiento de Residuos de la Construcción y Demolición. VE: Vertedero de inertes (escombros, rechazo de la anterior). PC: Planta de Clasificación de envases. GE: Equipos de generación de energía a partir del biogás. ZA: Zona de acopios de diferentes tipos de residuos. 2012.

Las calcarenitas quedan colgadas sobre el Trías, no viéndose afectadas por el emplazamiento de los distintos vertederos, situados predominantemente sobre los materiales de baja permeabilidad de edad triásica. Debido a su carácter soluble son potencialmente karstificables, existiendo formas kársticas activas cercanas al

emplazamiento del Complejo. No se detectaron evidencias de karstificación durante los movimientos de tierras correspondientes a los vasos de vertido, procediéndose a la impermeabilización de su base (salvo en el caso de los dos primeros vasos, anteriores a la entrada en vigor del R.D.1481/2001).

1. 2. CMA de Los Ruices

Los vasos de vertido se sitúan sobre la denominada formación detrítica superior del Complejo Maláguide (Martín-Algarra, 1987), fundamentalmente sobre pizarras y grauvacas (filitas en el MAGNA 1053) del devónico-carbonífero (grauvacas groseras de granos angulosos).

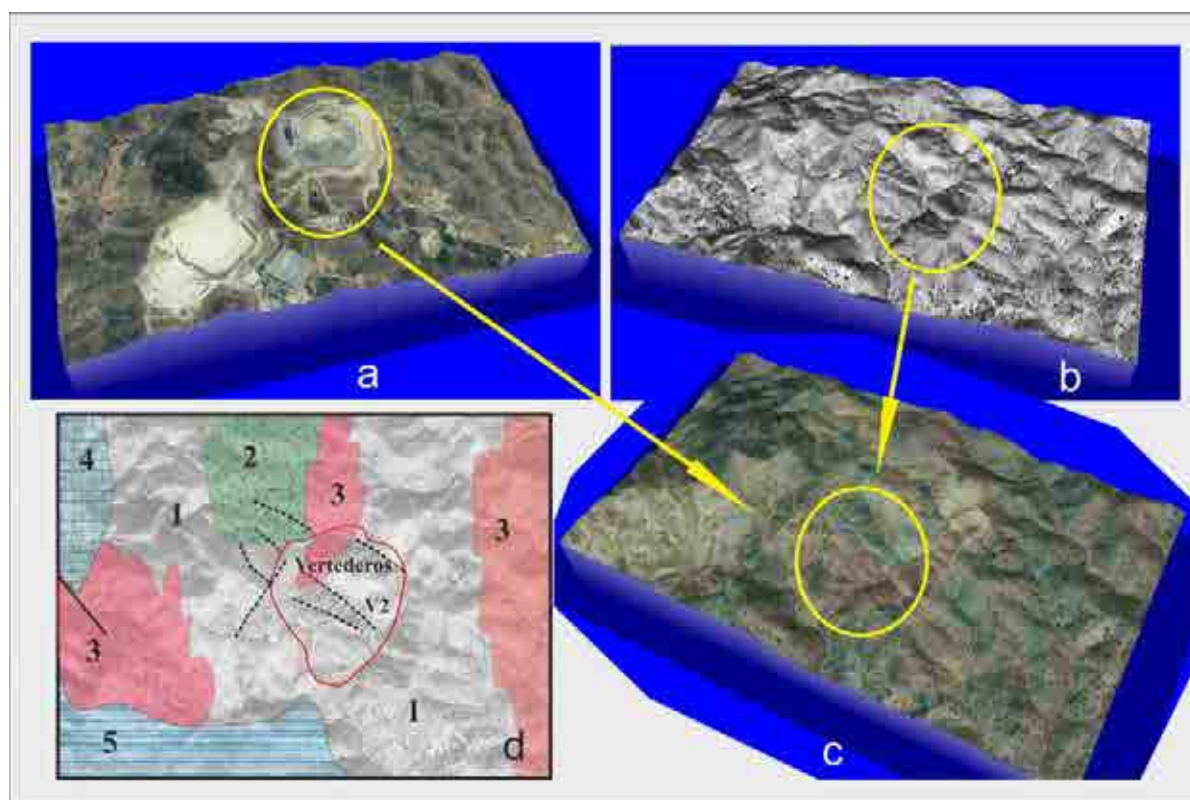


Figura 2.3. a. Imagen satélite 2007, b. fotograma aéreo del 1957, c. superposición de ambos y d Esquema geológico de la zona. 1. Pizarras y Filitas (Silúrico-Devónico), 2. Grauvacas (Silúrico-Devónico), 3. Conglomerado poligénico (Devónico-Carbonífero), 4. Calizas (Silúrico), 5. Areniscas, yesos y arcillas (Pérmico-Triásico). La imagen muestra la situación aproximada de los dos vasos sobre la base del vuelo fotogramétrico del año 1957 (se incluye la traza de varias posibles fracturas).

En las proximidades del emplazamiento existe un pequeño afloramiento de areniscas y arcillas del permotriásico (cobertera maláguide), tradicionalmente utilizado como préstamo para diferentes usos y que, en relación con los vasos de vertido, se ha usado como zona para extraer parte del material utilizado en los sellados periódicos. Asimismo, existen varios afloramientos de los conglomerados poligénicos del carbonífero. En conjunto, la serie paleozoica en esta zona de cabecera del Arroyo Arias presenta una estructura

isoclinal vergente hacia el oeste afectada por un plegamiento aparentemente sinclinal. En las inmediaciones de la zona estudiada puede observarse un cabalgamiento que sitúa las calizas alabeadas silúricas sobre los materiales Devónicos y Carboníferos. Son frecuentes las fracturas de dirección NW-SE y NS que a nivel local suelen constituir zonas de circulación preferente, dando pequeños caudales no exentos de interés y que pueden constituir un aporte difícilmente cuantificable pero no despreciable a la base del primer vertedero, como más adelante se detallará.

1. 3. CMA de la Costa del Sol

El Complejo Ambiental de Casares se ubica en la Hoja nº 1071 del MAGNA en las coordenadas UTM (huso 30) X: 300.910,Y: 4.035.898 y a cota 200 m.s.n.m.

El sustrato está constituido fundamentalmente por materiales de tipo flysh (Flysh de Estepona) de edad paleógena, fundamentalmente de carácter muy poco permeable; asimismo, afloran materiales pertenecientes a los mantos alpujárride (filitas y esquistos en la zona norte del área ocupada por las instalaciones) y maláguide (esquistos y metaargilitas). Al norte, el Complejo Ambiental queda rodeado por el gran afloramiento de peridotitas de Sierra Bermeja y su orla de serpentinitas. Las margas y areniscas del flysh se ven salpicadas en algunas zonas por afloramientos de escasa extensión de margas rojas y calizas paleógenas. Al norte del emplazamiento y situada sobre la fractura de dirección NE, en el contacto entre las filitas maláguides y los esquistos alpujárrides, existe un pequeño manantial de caudal discontinuo que satisface gran parte de las necesidades de las instalaciones (se bombea a una balsa de 1500 m³ de capacidad).

Como puede observarse en la figura 2.4 dos de los tres vasos se ubican directamente sobre el flysh; sin embargo CV1, se sitúa sobre materiales esquistosos maláguides. Las principales zonas de préstamo de donde se extraen los materiales para los sellados intermedios y finales se ubican al NE de las instalaciones.



Figura 2.4. 1- Peridotitas, 2- Serpentinitas, 3- Filitas y esquistos maláguides (Paleozoico), 4- Esquistos ferruginos maláguides (Paleozoico), 5- Metaargilitas maláguides (Paleozoico), 6- Areniscas y margas del Flysh de Estepona (mioceno-oligoceno), 7- Calizas y margas de la unidad de Camarote (Paleógeno), 8- Calizas de la unidad de Camarote (Paleógeno), 9- Margas rojas de la unidad de Camarote (Paleógeno), 10- Conos de deyección, conglomerados (cuaternario), 11- Aluvial (cuaternario). Modificado Magna nº 1071 Jimena de la Frontera.

2. Climatología

2.1. Análisis de la Precipitación

Para caracterizar la precipitación en las tres zonas de estudio se han utilizado los datos procedentes de las estaciones de medida pertenecientes a la red de estaciones climáticas automáticas, utilizadas con fines agrícolas fundamentalmente y dependientes de la Consejería de Agricultura de la Junta de Andalucía (Instituto de Investigación y Formación Agraria y Pesquera) situadas en Antequera y Málaga (Estaciones de Málaga y Campanillas). Los datos de Casares proceden de las mediciones efectuadas in situ mediante la estación del Centro Ambiental de la Costa del Sol (marca Oaris, modelo Weatherlink Ventaje Pro 2). La estación de Estepona, también perteneciente a la citada red oficial, se ha utilizado para completar valores de precipitación y temperatura, y de ella proceden todos los valores de radiación solar no disponibles en la estación del Centro Ambiental. La tabla 2.2 muestra la situación de las estaciones, sus características más destacadas pueden resumirse como sigue.

Estación Meteorológica	UTM		Altitud
	X	Y	Z
Antequera	361379	4102383	457
Málaga	362843	4069159	68
Málaga-Campanillas	360742	4066161	60
Casares	300702	4035531	201
Estepona	302049	4035766	199

Tabla 2.2. Localización de las estaciones climatológicas

La medida de la temperatura se realizó con un sensor modelo PT1000, cuyo funcionamiento se basa en la variación de la resistencia del platino con la temperatura. El pluviómetro es del tipo de cazoletas basculantes, con una precisión de 0,2 mm. La radiación solar se midió mediante un piranómetro (fotocélula de silicio sensible a la radiación entre 350 y 1100 nm, modelo DELTA80).

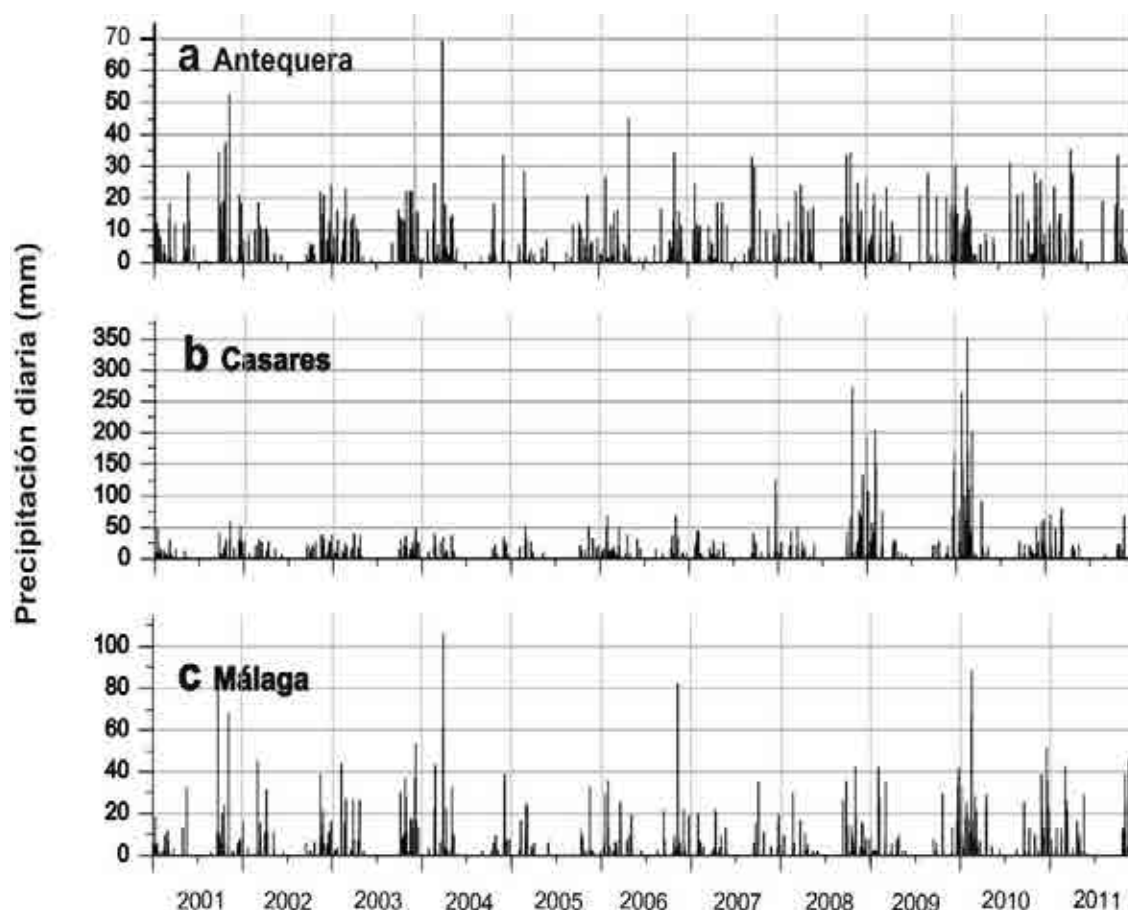


Figura 2.5. Comportamiento diario para el periodo 2001-2011 de la precipitación en las tres estaciones utilizadas.

Aunque la cantidad de errores detectados en las series fue poco importante, ha sido necesario completar algunos valores de precipitación para la estación de Málaga utilizando la estación de Málaga-Campanillas. Dada la escasa entidad de los errores detectados se utilizó el método de medias aritméticas; esto es, los valores ausentes se completan con la media aritmética de los años en los que existen datos para las mismas fechas. Por su parte los datos utilizados en Casares proceden de la estación de Estepona para el periodo 2001 a 2008, y de la propia planta para el resto. Debe tenerse en cuenta que estas estaciones proporcionan todos los parámetros climáticos necesarios para la caracterización de cada zona y para la utilización del citado modelo de simulación, la radiación solar para Casares procede íntegramente de la estación de Estepona.

Se ha optado por utilizar años naturales en lugar de años hidrológicos al objeto de hacer coherentes las conclusiones obtenidas a partir del tratamiento de datos utilizando el programa HELP (Schroeder, 1994) de simulación que sólo admite esta opción.

Si consideramos los valores promedios anuales para el periodo 2001 - 2011 para las tres zonas de estudio se obtiene la gráfica de la figura 2.6 que incluye los valores acumulados en porcentaje. El comportamiento que se aprecia en los tres casos es similar, la mayor parte de las precipitaciones se produce durante el último trimestre del año (primer trimestre del año hidrológico). Los gráficos representan años naturales en los que el 50% de la precipitación acumulada se alcanza en Mayo para las estaciones de Antequera y Málaga, y en abril para Casares. Si consideramos años hidrológicos (lo que parece lógico en este caso) para las tres ubicaciones se alcanza el 50% de la precipitación en enero.

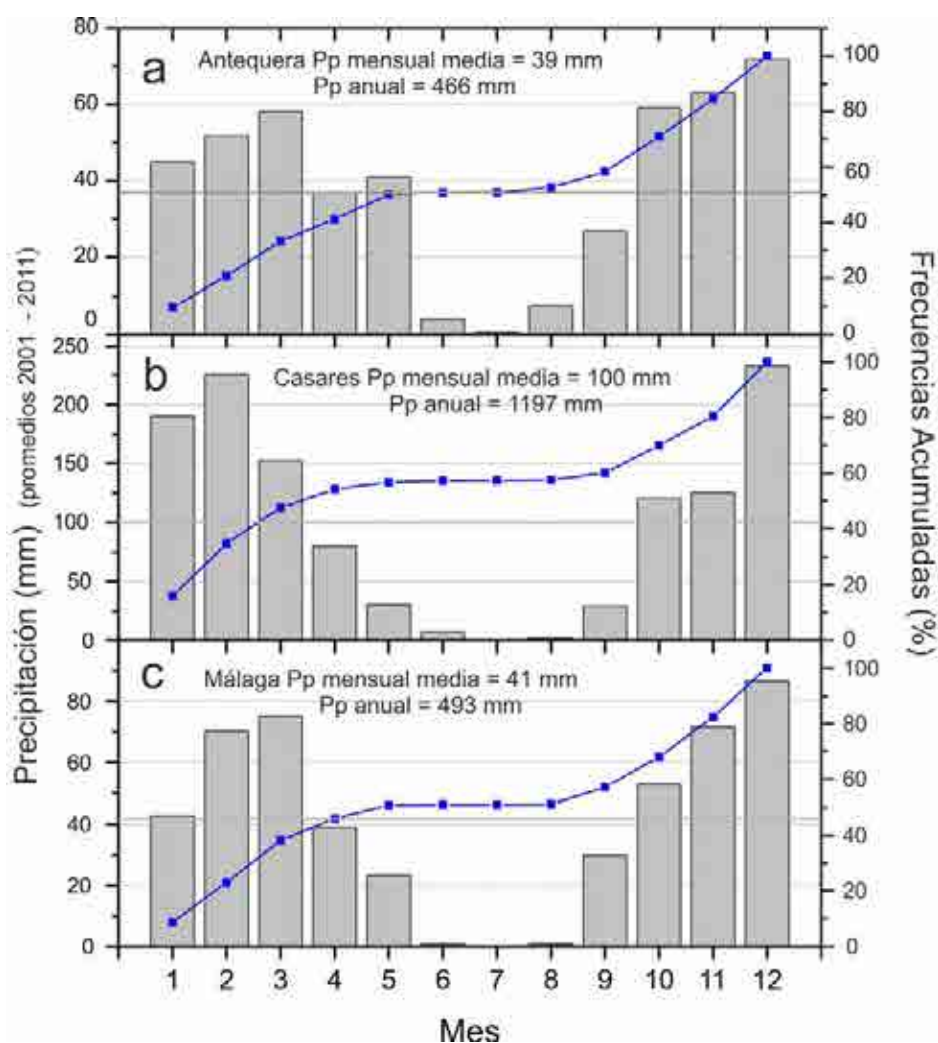


Figura 2.6. Comportamiento anual promedio de la precipitación para las tres estaciones.

Es de destacar que la precipitación total promedio es muy elevada en Casares frente a los otros dos emplazamientos. Respecto al comportamiento interanual, este es típico con ausencia de precipitación durante el verano y máximos en diciembre/enero. Cuando representamos los datos diarios del periodo de datos disponibles completo se muestra el típico patrón ya comentado para los promedios mensuales, precipitaciones intensas al final de cada año natural (o inicio de cada año hidrológico) que llegan a ser muy importantes para el caso de Casares durante el intervalo 2008 a 2011. El año 2010 fue especialmente húmedo (ver figura 2.5). La tabla 2.3 muestra los estadísticos más significativos tanto a nivel diario como mensual, Casares muestra valores que triplican los correspondientes a las otras dos estaciones a nivel diario o mensual, no obstante, a nivel anual la precipitación en Casares es prácticamente el doble (efecto de suavizado de la media aritmética), en comparación con los otros dos casos.

Precipitación diaria 2001-2011 (mm)	Antequera	Casares	Málaga
media diaria	1,3	3,3	1,4
media mensual	38,8	99,7	41,1
suma anual promedio	472,0	1196,1	493,0
mínimo	0,0	0,0	0,0
máximo	69,4	352,0	106,2
rango	69,4	352,0	106,2
varianza	19,6	217,2	33,9
desviación típica	4,4	14,7	5,8
coeficiente de variación	3,4	4,5	4,3
coeficiente de asimetría	5,6	11,1	7,8
curtosis	42,7	176,2	83,6

Tabla 2.3. Estadísticos representativos a nivel diario y mensual para las tres estaciones y el periodo 2001-2011.

La distribución espacial de las precipitaciones en la provincia obedece a un conocido patrón resultante de la confluencia de varios factores como la orografía, influencia del Atlántico –origen preferente de las perturbaciones- y dirección y frecuencia del viento (Atlas Hidrogeológico Provincial de Málaga, Diputación de Málaga 2008). Esta suma de factores genera una reducción de las precipitaciones de oeste a este y de suroeste a noreste. De acuerdo con las áreas pluviométricas definidas en el citado texto, Casares se ubicaría en la zona húmeda de la provincia con precipitaciones superiores a 1.000 mm, mientras que Málaga capital y Antequera se situarían en la zona seca-semiárida con precipitaciones del entorno de los 500 mm anuales (figura 2.7 A).

Año	Antequera	Casares	Málaga
2001	445	790	452
2002	397	795	398
2003	589	1052	654
2004	420	607	561
2005	239	502	258
2006	412	957	512
2007	367	888	312
2008	494	1658	416
2009	578	2020	460
2010	692	2869	917
2011	493	1025	486
promedio	466	1197	493
desviación típica	123	711	178
máxima	692	2869	917
mínima	239	502	258
año húmedo	536	1376	567
año seco	396	1017	419

Tabla 2.4. Precipitaciones medias anuales para las tres estaciones y clasificación de los años para el periodo considerado (en blanco año medio, en azul año húmedo y en gris año seco).

Considrando, como es habitual, el año húmedo como el año medio más el 15% del volumen anual de precipitación, y el seco como la sustracción entre ambas cantidades, se obtienen los valores de la tabla 2.4. Para Antequera se detectan 3 años húmedos correspondientes a 2003, 2009 y 2010, mientras que para Casares se extiende al trienio 2008-2010. Málaga sólo presenta dos años húmedos siendo especialmente importante el 2010 al quedar incluido en el periodo de toma de muestras y medida de caudales. La relación entre la precipitación para el año más húmedo y el año más seco en los tres casos (2,89; 5,71; 3,55 para Antequera, Casares y Málaga respectivamente) evidencia una elevada variación interanual de la variable para las tres estaciones, especialmente para Casares.

La normalización de los datos anuales permite determinar la influencia de los años húmedos (2003 y 2010) sobre las tres series. Se utiliza la expresión clásica para normalizar series de datos

$$Z = \frac{x - \mu}{\partial}$$

siendo Z, la serie normalizada, x el dato de la serie, μ la media y ∂ la desviación típica (figura 2.7 B).

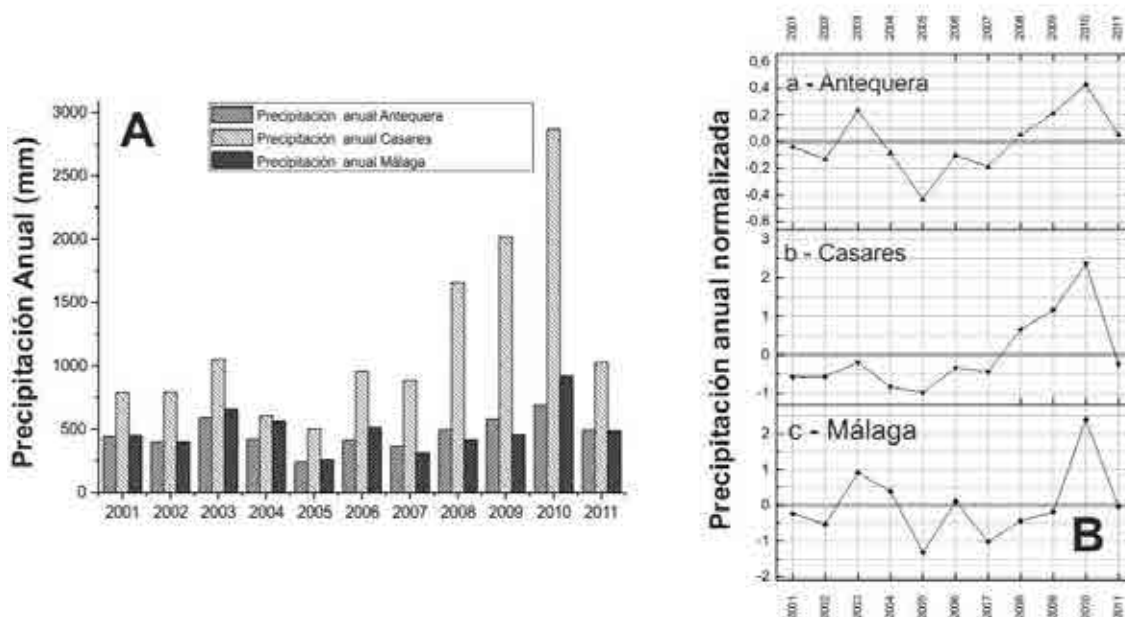


Figura 2.7. Distribución de las precipitaciones anuales (A) y series de precipitación normalizadas para las tres estaciones (B).

2. 2. Caracterización termométrica

Las estaciones ya mencionadas han suministrado los datos diarios de temperatura media, máxima y mínima para el periodo 2001 – 2011. La temperatura media varía entre los 16,50 °C para Casares y los 18,27 °C para Antequera, lo que es consecuencia de la influencia claramente continental de este último emplazamiento (situado, además, a mayor cota que Casares y Málaga, unos 200 m por encima del primero y casi 400 del segundo). La figura 2.8 representa el comportamiento de la temperatura media diaria para el periodo 2001-2011 en las tres estaciones. La tabla 2.5 incorpora los estadísticos más representativos para la misma variable incluyendo temperaturas máximas y mínimas diarias. Los rangos más elevados corresponden a Antequera (clima más continental con mayor variación de temperaturas, máximas y mínimas más acusadas).

Temperatura medias diaria 2001-2011 (°C)	Antequera	Casares	Málaga
media diaria	16,27	18,11	18,27
mínimo	-2,6	3,00	3,4
máximo	32,9	34,50	33,7
rango	35,5	31,50	30,3
varianza	50,94	29,67	33,69
desviación típica	7,14	5,45	5,8
coeficiente de variación	0,44	0,30	0,32
coeficiente de asimetría	0,13	0,24	0,14
curtosis	-1,1	-0,93	-1,03

Temperatura máximas diaria 2001-2011 (°C)	Antequera	Casares	Málaga
media diaria	23,22	22,49	23,93
mínimo	4,3	7,1	6,2
máximo	44,3	42,4	42,3
rango	40	35,3	36,1
varianza	66,12	39,33	41
desviación típica	8,13	6,27	6,4
coeficiente de variación	0,35	0,28	0,27
coeficiente de asimetría	0,17	0,29	0,2
curtosis	-1,09	-0,73	-0,75

Temperatura mínimas diaria 2001-2011 (°C)	Antequera	Casares	Málaga
media diaria	9,24	13,87	18,26
mínimo	-11,1	-0,60	3,4
máximo	25,9	29,10	33,7
rango	37	29,70	30,3
varianza	39,56	25,71	33,67
desviación típica	6,29	5,07	5,8
coeficiente de variación	0,68	0,37	0,32
coeficiente de asimetría	-0,08	0,05	0,14
curtosis	-0,82	-0,69	-1,03

Tabla 2.5. Estadísticos más representativos de las temperaturas media, máxima y mínima para las tres estaciones en el periodo 2001-2011

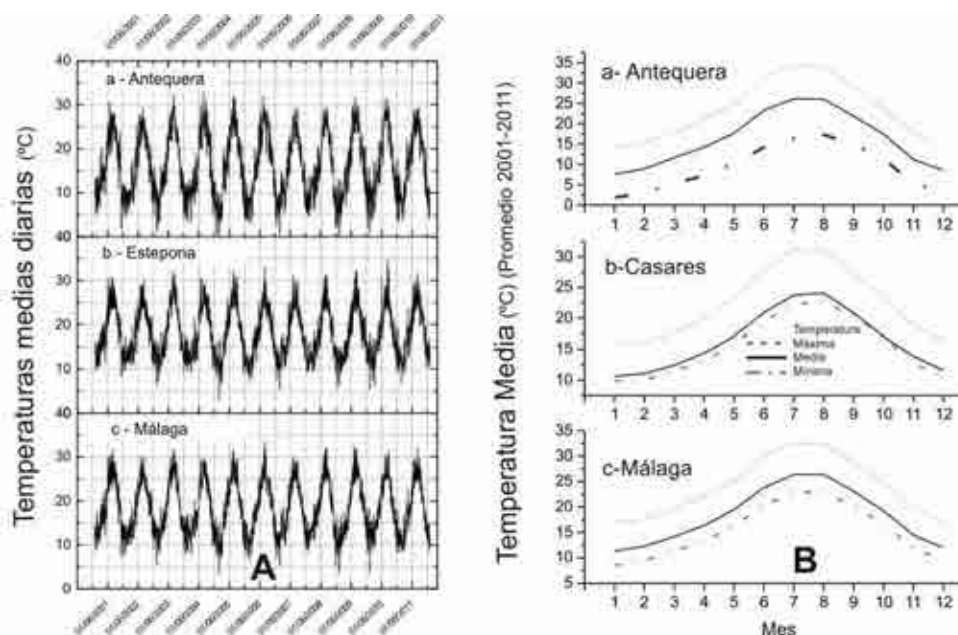


Figura 2.8. Temperatura media diaria para el periodo 2001-2011 (A) y comportamiento mensual para el año promedio del periodo 2001-2011 (B).

La evolución para el periodo mencionado de la temperatura media (figura 2.9) vuelve a poner de relieve el carácter continental de Antequera con una temperatura media de 2 °C inferior a las estaciones situadas en la costa.

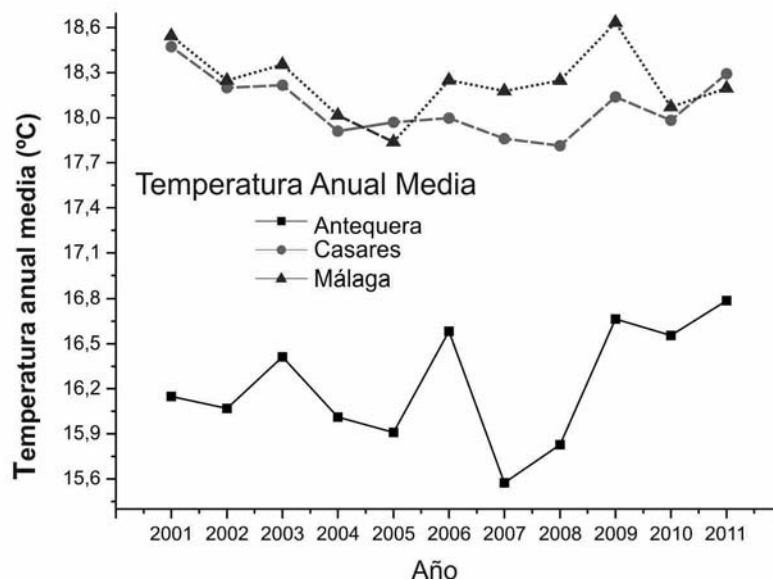


Figura 2.9. Evolución para el periodo 2001 – 2011 de la temperatura media

La figura 2.8 B muestra el comportamiento mensual de las temperaturas medias, máximas y mínimas para el año promedio correspondiente al periodo 2001-2011, los valores más elevados se registran durante julio/agosto para las tres estaciones, sin que se aprecien diferencias entre zonas costeras y de interior. Los valores medios anuales son similares (sólo se aprecia una temperatura anual mayor para Málaga, probablemente como consecuencia de los episodios de vientos cálidos de levante). El rango si es mayor para Antequera como consecuencia de lo ya comentado anteriormente. Los meses más fríos son enero y febrero con valores medio mensuales de entre 8 y 9 °C para las zonas costeras, y de 1 a 2 °C para el interior.

La tabla 2.6 muestra los estadísticos más representativos a nivel diario. Málaga presenta el valor medio anual más elevado y Antequera el rango más acusado (32,3 °C) aunque la diferencias resultan poco significativas. El contar con un mayor número de horas de insolación debe ser la causa de la mayor suma anual para Málaga, frente a Casares situada en la Málaga húmeda, y Antequera con frecuentes fenómenos de nieblas y neblinas.

mes	Antequera			Casares			Málaga		
	prom. tmed	prom. Tmx	prom. Tmin	prom. tmed	prom. Tmx	prom. Tmin	prom. tmed	prom. Tmx	prom. Tmin
enero	7,63	14,06	1,89	10,59	15,87	8,49	11,30	16,92	8,51
febrero	8,95	15,37	2,96	11,08	16,09	8,70	12,25	17,67	9,40
marzo	11,65	18,07	5,37	12,42	17,84	10,13	14,16	19,64	11,36
abril	14,22	20,93	7,25	14,41	20,15	11,50	16,35	22,10	13,17
mayo	17,69	24,77	10,15	17,09	23,28	14,22	19,46	25,13	16,28
junio	23,26	31,32	14,23	20,90	27,85	17,54	23,82	29,77	20,31
julio	26,16	34,56	16,39	23,73	31,26	20,24	26,34	32,52	22,76
agosto	26,04	34,10	17,32	24,08	30,96	20,88	26,37	32,43	23,01
septiembre	21,85	28,95	14,92	20,83	27,40	18,42	23,07	28,81	20,08
octubre	17,50	23,89	11,34	17,06	23,41	14,91	19,24	24,79	16,66
noviembre	11,26	17,61	5,36	13,86	18,90	11,58	14,44	19,92	11,88
diciembre	8,55	14,45	3,24	11,60	16,41	9,41	12,02	17,11	9,54
promedio	16,23	23,17	9,20	16,47	22,45	13,84	18,23	23,90	15,25

Tabla 2.6. Promedio de la temperatura (grados centígrados) mensual máxima, media y mínima para las tres ubicaciones

2. 3. 1. 1. Radiación solar

Los datos diarios para el periodo comentado muestran un comportamiento típico con máximos en junio/julio y mínimos en enero/diciembre. (figura 2.10).

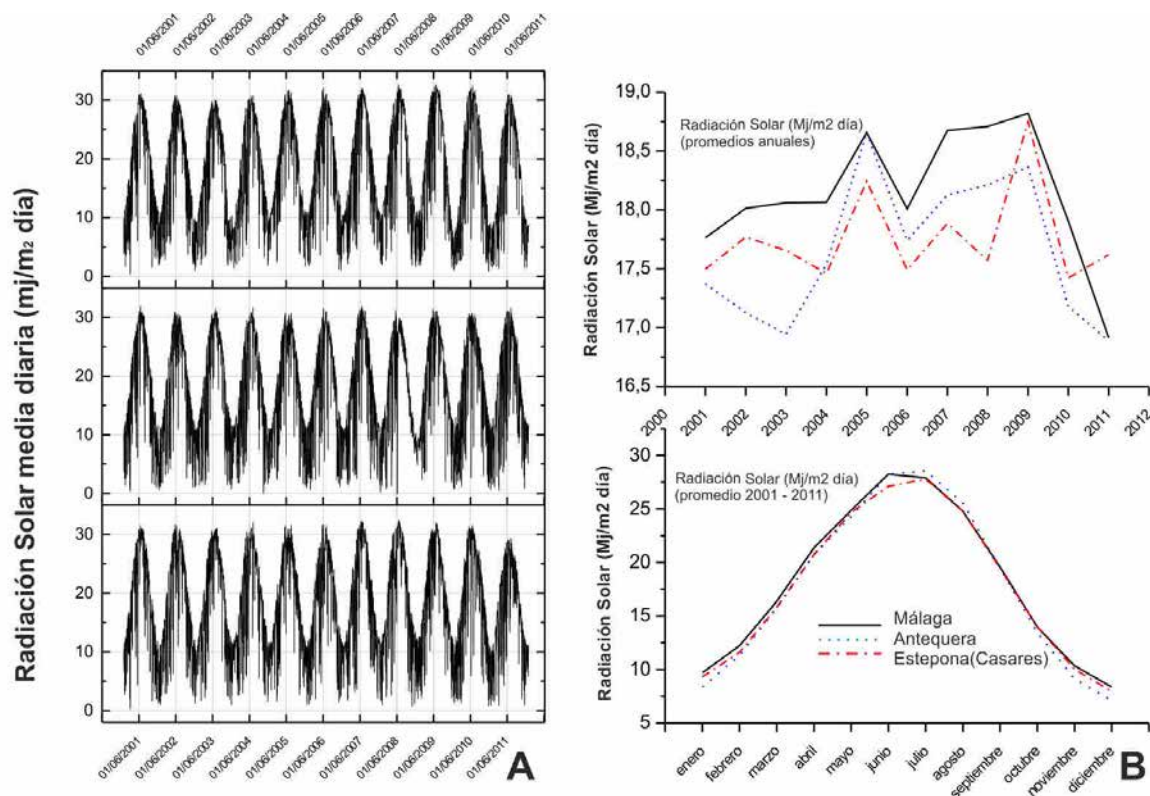


Figura 2.10. Radiación solar diaria (A) y comportamiento mensual para el año promedio (abajo) y variación interanual de los promedios anuales (arriba) (B).

Radiación Solar diaria 2001-2011 (mj/m² día)	Antequera	Casares	Málaga
media diaria	17,68	17,79	18,17
suma anual promedio	6453,44	6493,65	6632,21
mínimo	0,3	0	0,3
máximo	32,6	32	32,4
rango	32,3	32	32,1
varianza	77,35	71,81	68,99
desviación típica	8,79	8,47	8,31
coeficiente de variación	0,5	0,48	0,46
coeficiente de asimetría	-0,01	-0,14	-0,09
curtosis	-1,3	-1,15	-1,15

Tabla 2.7. Estadísticos más representativos de la radiación solar (mj/m² día).

La figura 2.10.B muestra como Antequera presenta una mayor variabilidad a lo largo del periodo 2001 - 2011 mientras que el comportamiento a lo largo del año medio es muy parecido en los tres casos. Llama la atención el hecho de que las máximas radiaciones se detecten en junio/julio con valores muy parecidos a los del mes de agosto.

Promedio mensual	Málaga	Antequera	Estepona	Promedio anual	Málaga	Antequera	Estepona
enero	9,70	8,36	9,29				
febrero	12,22	11,31	11,60	2001	17,76	17,37	17,50
marzo	16,38	15,73	15,80	2002	18,01	17,13	17,77
abril	21,38	20,74	20,74	2003	18,06	16,94	17,66
mayo	24,86	24,27	24,66	2004	18,07	17,54	17,46
junio	28,25	28,24	27,12	2005	18,66	18,66	18,25
julio	27,90	28,55	27,78	2006	18,01	17,74	17,49
agosto	24,77	25,53	24,76	2007	18,67	18,13	17,88
septiembre	19,59	19,44	19,43	2008	18,71	18,21	17,57
octubre	13,98	13,44	13,99	2009	18,82	18,36	18,75
noviembre	10,34	9,10	10,01	2010	17,91	17,18	17,42
diciembre	8,37	7,10	7,95	2011	16,91	16,89	17,62
anual	18,14	17,65	17,76	Promedio	18,14	17,65	17,76

Tabla 2.8. Valores de la Radiación solar para el año promedio del periodo 2001 - 2011 y variación interanual de la misma variable (mj/m² día).

2. 4. Evapotranspiración

Para el cálculo de la evapotranspiración potencial y real se ha utilizado el programa Trasero 2.0 (Padilla, 2002). Los datos de entrada son los de temperatura media, máxima y mínima diaria y la precipitación diaria. Se ha utilizado la serie de datos disponible para el periodo 2001-2011 como ya se ha comentado. El programa permite la elección de diversos métodos para el cálculo de la Evapotranspiración potencial (ETP) y real (ETR) habiéndose escogido los más usuales, esto es el método de Thornthwaite (Thornthwaite, 1948) ampliamente utilizado y conocido, el de Hargreaves (Hargreaves, G.H, y Samani, 1985) y el

de Blaney-Criddle (Blaney y Criddle, 1950). El primero de ellos es más que conocido por lo que no necesita de más comentarios. El método de Hargreaves utiliza un algoritmo para el cálculo de la radiación solar incidente en función de la temperatura diaria máxima y mínima mediante la expresión

$$R_s = R_o \times K_T (t_i^{\max} - t_i^{\min})^{0,5}$$

siendo R_s la radiación solar incidente diaria, R_o la radiación solar extraterrestre diaria (Mjulios/m²/día), t_{\max} y t_{\min} la temperatura media diaria máxima y mínima (°C) y K_T un coeficiente empírico (igual a 0,19 para zonas costeras y 0,162 para zonas de interior). El tercer método utilizado calcula la ETP aplicando la corrección de Pelan (corrección debida a la temperatura). A estos se añade la media aritmética de los resultados. En todos los casos se procedió a realizar el cálculo a escala diaria.

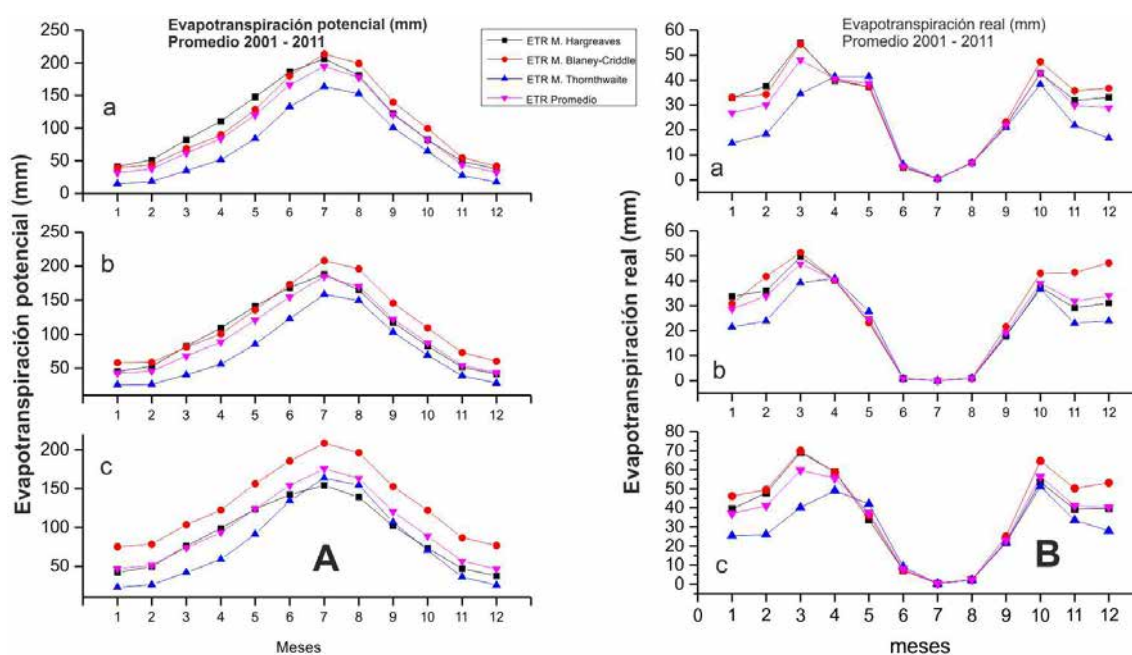


Figura 2.11. Evapotranspiración potencial (ETP) para las tres estaciones calculada según los tres métodos comentados (y el promedio de estos tres) (A) y Evapotranspiración real (ETR) para las tres estaciones calculada según los tres métodos comentados (y el promedio de estos tres) (B) (a- Antequera, b- Casares, y c- Málaga).

Para los tres emplazamientos, especialmente para Málaga, el método de Blaney-Criddle proporciona los valores más elevados y el de Thornthwaite los menores.

La tabla 2.8 muestra los valores medios diarios para el periodo 2001-2011 y los tres métodos comentados, además del valor promedio de estos últimos. Los valores promedio mensuales de ETP calculados mediante el citado método de Blaney-Criddle presentan

valores sensiblemente más elevados que las otras metodologías, especialmente para el caso de Málaga.

Para el cálculo de la ETR, el software utilizado permite aplicar la modificación de Girard et al. (1989), que parece adaptarse mejor a lo que ocurre en el medio natural (Padilla, 2002). Dicha modificación considera los excedentes de agua, de acuerdo con la metodología tradicional de Thornthwaite, con dos destinos distintos, almacenándose en su totalidad en el suelo o bien aumentando la reserva del suelo y, a la vez, la lluvia útil en función de dos parámetros definidos como R_{\min} y R_{\max} . El segundo es equivalente a la Capacidad de Campo y R_{\min} queda definido para cada caso concreto. De esta forma se calculan las ETR para capacidades de campo comprendidas entre dos valores. En este caso se escogieron las cantidad de 25 y 50 mm como límites mínimo y máximo de la reserva de agua en el suelo.

ETP diaria 2001-2011 (mm)	Antequera				Casares				Málaga			
	Th	BC	H	media	Th	BC	H	media	Th	BC	H	media
media diaria	2,36	3,56	3,56	3,16	2,47	3,83	3,41	3,24	2,55	4,58	2,97	3,37
suma anual promedic	861,63	1298,02	1297,82	1152,49	901,95	1399,18	1243,53	1181,55	930,38	1673,48	1082,84	1228,90
mínimo	0	0,25	0,52	0,26	0,80	1,82	0,35	0,99	0,06	2,14	0,46	0,89
máximo	6,98	9,36	8,57	8,30	5,20	6,84	9,47	7,17	7,12	7,56	8,01	7,56
rango	6,98	9,11	8,05	8,05	4,40	5,02	9,13	6,18	7,06	5,42	7,55	6,68
varianza	3,26	4,36	4,03	3,88	2,25	2,85	3,24	2,78	2,88	1,68	2,13	2,23
desviación típica	1,81	2,09	2,01	1,97	1,50	1,69	1,80	1,66	1,7	1,3	1,46	1,49
coef. de variación	0,77	0,59	0,56	0,64	0,61	0,44	0,53	0,53	0,67	0,28	0,49	0,48
coef. de asimetría	0,61	0,53	0,41	0,52	0,54	0,43	0,51	0,49	0,56	0,19	0,41	0,39
curtosis	-0,9	-0,96	-1,14	-1,00	-1,16	-1,26	-0,70	-1,04	-0,91	-1,28	-0,72	-0,97

ETR diaria 2001-2011 (mm)	Antequera				Casares				Málaga			
	Th	BC	H	media	Th	BC	H	promedio	Th	BC	H	media
media diaria	0,72	0,97	0,94	0,88	0,91	1,28	1,14	1,11	0,71	0,98	0,83	0,84
suma anual promedic	261,48	354,88	344,33	320,23	331,41	467,93	416,07	405,14	258,13	359,51	301,95	306,53
mínimo	0	0	0	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0	0	0	0,00
máximo	5,73	7,29	6,37	6,46	4,81	6,32	6,91	6,01	4,43	5,87	5,22	5,17
rango	5,73	7,29	6,37	6,46	4,81	6,32	6,91	6,01	4,43	5,87	5,22	5,17
varianza	0,76	1,44	1,44	1,21	0,79	1,95	1,61	1,45	0,7	2,48	1,13	1,44
desviación típica	0,87	1,2	1,2	1,09	0,89	1,40	1,27	1,19	0,84	1,57	1,06	1,16
coef. de variación	1,22	1,23	1,27	1,24	0,98	1,09	1,11	1,06	1,19	1,6	1,28	1,36
coef. de asimetría	1,46	1,14	1,27	1,29	0,84	0,59	0,90	0,78	1,16	1,2	1,11	1,16
curtosis	2,21	0,88	1,27	1,45	0,39	-0,76	0,09	-0,09	0,81	-0,19	0,42	0,35

Tabla 2.9. Resultados de la ETP y ETR para las tres estaciones y los métodos considerados (Th-método de Thornthwaite, BC-método de Blaney-Criddle y H-método de Hargreaves).

Para los resultados de la ETR parece haber un buen ajuste a nivel de año promedio para la estación seca en las tres zonas, presentándose las mayores divergencias entre las metodologías empleadas para el primer y el último trimestre del año natural. Los valores

más elevados parecen corresponder a Blaney-Criddle y los menores a la metodología de Thornwaite.

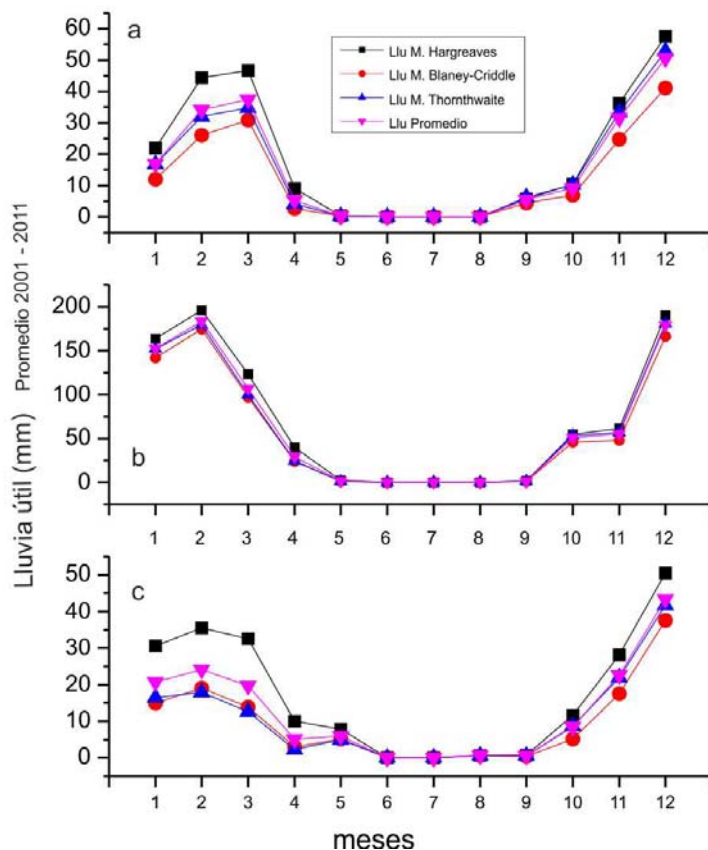


Figura 2.12. Lluvia Útil (Llu) para las tres estaciones calculada según los tres métodos comentados (y el promedio de estos tres) (a- Antequera, b- Casares, y c- Málaga).

La descomposición de la lluvia útil en infiltración y escorrentía se basa en la metodología del Soil Conservation Service de EE.UU (Témez, 1978). Teniendo en cuenta el tipo de cubierta vegetal y suelo empleado en los vertederos, se ha utilizado un umbral de escorrentía de 10 mm (parámetro P_o para terrenos con pendiente del entorno del 3% y suelos poco permeables) y un número de curva de 84, correspondiente a una pradera media con infiltración lenta.

Para la lluvia útil el método de Hargreaves presenta los valores más elevados, especialmente en las estaciones de interior, lo que se refleja fielmente en los gráficos correspondientes a la Infiltración (figura 2.13).

Lluvia útil diaria 2001-2011 (mm)	Antequera				Casares				Málaga			
	Th	BC	H	promedio	Th	BC	H	promedio	Th	BC	H	promedio
media diaria	0,57	0,32	0,35	0,41	2,37	1,99	2,14	2,17	0,64	0,37	0,52	0,51
suma anual promedic	208	117,11	127,67	150,93	864,09	728,14	780,01	790,75	234,03	133,51	191,08	186,21
mínimo	0	0	0	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0	0	0	0,00
máximo	65	48,04	48,26	53,77	350,87	349,67	350,18	350,24	103,76	100,88	102,58	102,41
rango	65	48,04	48,26	53,77	350,87	349,67	350,18	350,24	103,76	100,88	102,58	102,41
varianza	8,22	4,71	5,28	6,07	193,50	178,93	185,81	186,08	17,7	11,72	15,52	14,98
desviación típica	2,87	2,17	2,3	2,45	13,91	13,38	13,63	13,64	4,21	3,42	3,94	3,86
coef. de variación	5,03	6,76	6,57	6,12	5,88	6,71	6,38	6,32	6,56	9,36	7,53	7,82
coef. de asimetría	9,19	11,92	11,24	10,78	12,61	13,42	13,10	13,04	11,78	16,18	13,23	13,73
curtosis	122,91	185,68	162,93	157,17	214,72	237,79	228,22	226,91	191,16	343,26	234	256,14

Infiltración diaria 2001-2011 (mm)	Antequera				Casares				Málaga			
	Th	BC	H	promedio	Th	BC	H	promedio	Th	BC	H	promedio
media diaria	0,53	0,3	0,33	0,39	1,50	1,21	1,32	1,34	1,15	0,3	0,43	0,63
suma anual promedic	195,24	109,56	119,03	141,28	549,20	441,48	481,21	490,63	420,55	108,73	158,18	229,15
mínimo	0	0	0	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0	0	0	0,00
máximo	36,19	31,6	31,67	33,15	53,60	53,58	53,59	53,59	42,9	42,25	42,46	42,54
rango	36,19	31,6	31,67	33,15	53,60	53,58	53,59	53,59	42,9	42,25	42,46	42,54
varianza	6,07	3,46	3,88	4,47	33,83	28,98	30,96	31,26	17,95	5,47	7,58	10,33
desviación típica	2,46	1,86	1,97	2,10	5,82	5,38	5,56	5,59	4,24	2,34	2,75	3,11
coef. de variación	4,61	6,2	6,04	5,62	3,87	4,45	4,22	4,18	3,68	7,85	6,35	5,96
coef. de asimetría	6,79	9,44	9	8,41	5,05	5,75	5,45	5,42	5,08	10,61	8,71	8,13
curtosis	55,52	107,6	96,6	86,57	28,25	36,65	32,86	32,59	29,07	129,2	86,87	81,71

Escorrentía diaria 2001-2011 (mm)	Antequera				Casares				Málaga			
	Th	BC	H	promedio	Th	BC	H	promedio	Th	BC	H	promedio
media diaria	0,03	0,02	0,02	0,02	0,86	0,79	0,82	0,82	0,2	0,07	0,09	0,12
suma anual promedic	12,76	7,55	8,64	9,65	314,89	286,67	298,81	300,12	72,48	24,78	32,9	43,39
mínimo	0	0	0	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0	0	0	0,00
máximo	28,81	16,44	16,59	20,61	297,27	296,09	296,59	296,65	63,3	58,63	60,12	60,68
rango	28,81	16,44	16,59	20,61	297,27	296,09	296,59	296,65	63,3	58,63	60,12	60,68
varianza	0,38	0,19	0,21	0,26	89,23	84,34	87,03	86,87	4,19	1,82	2,23	2,75
desviación típica	0,61	0,43	0,46	0,50	9,45	9,18	9,33	9,32	2,05	1,35	1,49	1,63
coef. de variación	17,56	21,03	19,26	19,28	10,95	11,69	11,40	11,35	10,31	19,89	16,56	15,59
coef. de asimetría	33,27	29,78	27,98	30,34	18,76	19,25	19,03	19,01	18,34	31,73	27,68	25,92
curtosis	1361,77	982,7	882,69	1075,72	433,19	455,07	444,39	444,22	422,4	1190,34	932,12	848,29

Tabla 2.10. Resultados de la Lluvia útil (Llu), Infiltración (inf) y Escorrentía (Esc) para las tres estaciones y los métodos considerados (Th-método de Thornthwaite, BC-método de Blaney-Criddle y H-método de Hargreaves).

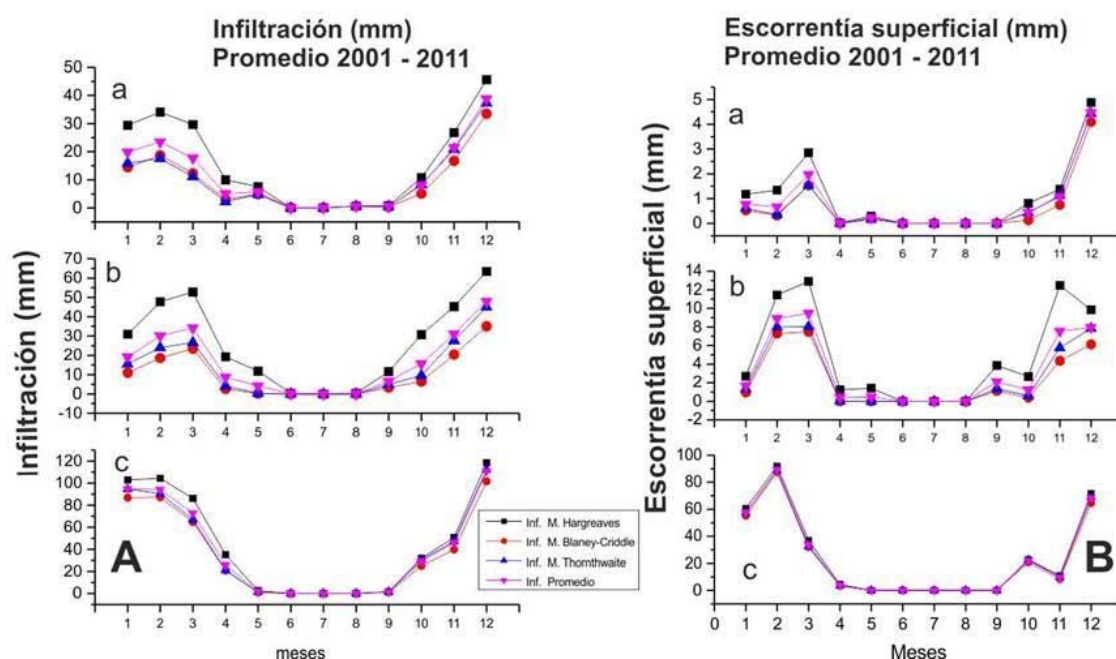


Figura 2.13. Infiltración (Inf) para las tres estaciones calculada según los tres métodos comentados (y el promedio de estos tres) (A), y Escorrentía (Esc) para las tres estaciones calculada según los tres métodos comentados (y el promedio de estos tres) (B), (a- Antequera, b- Casares, y c- Málaga).

La evolución de la escorrentía en el caso de Málaga muestra un aspecto muy parecido para todas las metodologías empleadas. Para Casares la aplicación del método de Hargreaves permite obtener valores elevados, si se compara con las otras metodologías durante el primer y último trimestre del año. Para Antequera esta diferencia es observable sobre todo durante el primer trimestre del año.

La tabla 2.11 representa los porcentajes relativos a la precipitación total promedio para cada estación y para las tres metodologías empleadas (añadiendo el promedio de estas tres) de las variables climáticas más significativas comentadas. La ETR resulta muy inferior en Casares (34%) en relación a Antequera (68%) y Málaga (61%) como corresponde a una estación situada en la zona húmeda de la provincia. La lluvia útil, en consecuencia, muestra un comportamiento contrario, siendo muy superior en la zona húmeda. Casares presenta un alto porcentaje de escorrentía (24%) frente a las otras dos estaciones (del 2 y 8 % respectivamente para Antequera y Málaga) mientras que la infiltración presenta valores menores en Antequera (30%) frente al 40% calculado para las otras dos estaciones.

Pp: 466 mm	Antequera % respecto a la Pp			
	thornthwaite	blaney-criddle	hargreaves	promedio
etr	73,92	76,19	56,14	68,75
llu	44,65	25,15	27,41	32,40
inf	41,91	23,52	25,55	30,33
esc	2,73	1,62	1,85	2,07

Pp: 1196 mm	Casares % respecto a la Pp			
	thornthwaite	blaney-criddle	hargreaves	promedio
etr	34,56	38,71	27,52	33,59
llu	69,65	58,53	62,66	63,61
inf	44,65	35,84	38,99	39,82
esc	25,00	22,69	23,67	23,79

Pp: 493 mm	Málaga % respecto a la Pp			
	thornthwaite	blaney-criddle	hargreaves	promedio
etr	60,80	69,70	52,02	60,84
llu	47,07	30,16	38,65	38,62
inf	63,69	24,54	31,97	40,07
esc	11,85	5,62	6,67	8,04

Tabla 2.11. Porcentajes relativos (con respecto a la precipitación total promedio) para cada estación y para las metodologías empleadas

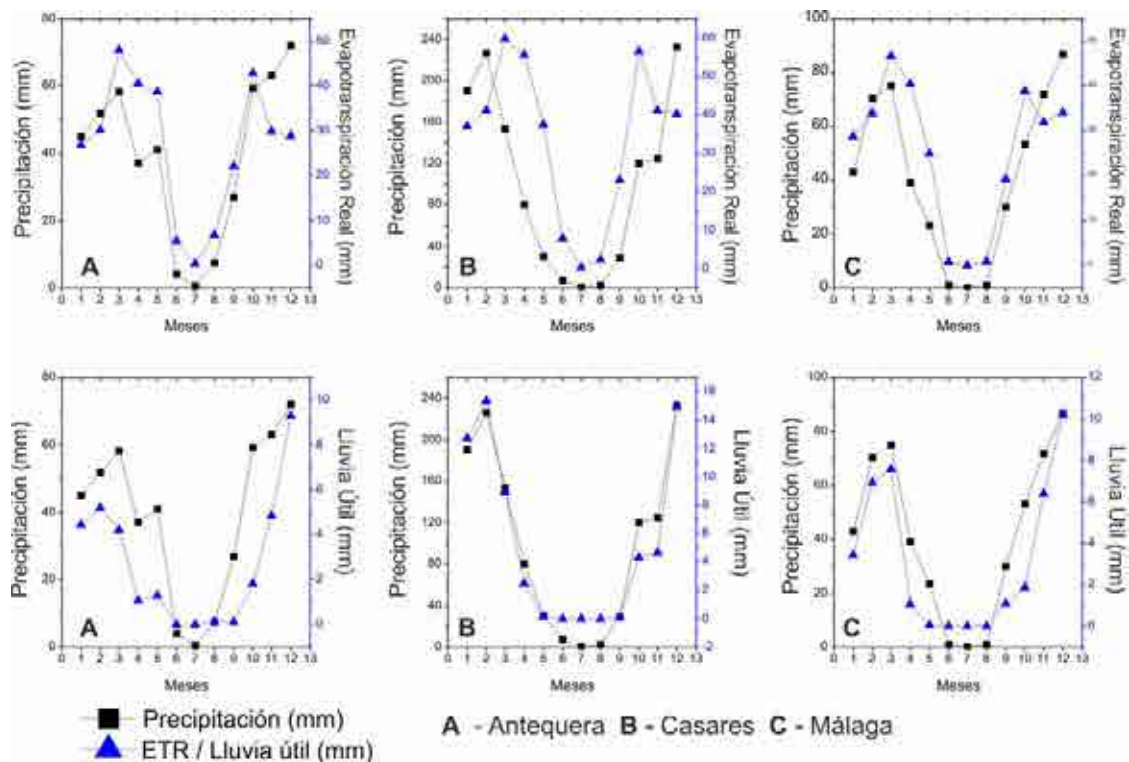


Figura 2.14. Precipitación promedio mensual (cuadros negros) para el periodo 2001-2011 y Evapotranspiración Real (ETR), lluvia útil (Llu), (todo en porcentaje respecto a la precipitación promedio anual)

La figuras 2.14 y 2.15 representan la Precipitación promedio mensual para el periodo 2001-2011 y la evapotranspiración real (ETR), lluvia útil (Llu), infiltración (Inf) y escorrentía (Esc) (todo en porcentaje respecto a la precipitación promedio anual). El comportamiento de todas las variables se ajusta sensiblemente a la variable de entrada principal, la precipitación, destacando el elevado porcentaje de escorrentía/infiltración para la estación de Casares que además presenta un comportamiento mensual muy ajustado a las precipitaciones, para las otras dos estaciones el grado de ajuste es menor, especialmente en el caso de la escorrentía, lo que parece lógico si tenemos en cuenta las limitaciones de la metodología del Soil Conservation Service de EE.UU (Temez, 1978).

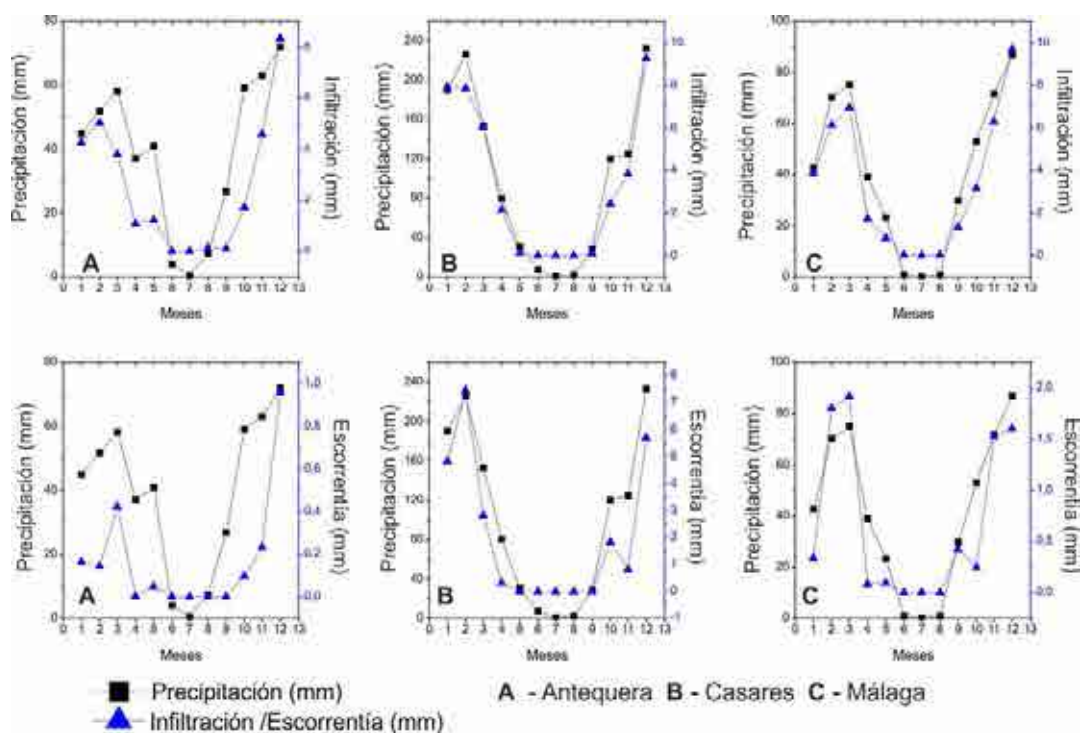


Figura 2.15. Precipitación promedio mensual (cuadros negros) para el periodo 2001-2011 e infiltración (Inf) y escorrentía (Esc) (todo en porcentaje respecto a la precipitación promedio anual)

III. FUNDAMENTOS RELATIVOS A LA GESTIÓN DE VERTEDEROS

En este capítulo se pretende abordar una serie de aspectos básicos relativos a la gestión de vertederos y a la problemática ambiental que plantea su explotación. Asimismo, se repasan algunas nociones básicas relativas a generación de lixiviados y composición de los mismos, cálculo del balance de aguas en vertederos y muy especialmente aplicación del modelo HELP (Hydrological Environmental Landfill Performance; Schroeder, 1994) como herramienta para la gestión del lixiviados y para el diseño de sistemas de impermeabilización más extendida a nivel internacional. Se comentan también algunos de los estadísticos de uso habitual en este tipo de estudios

Mención aparte merece el tema del gas de vertedero o biogás. Ya se mencionó que el estudio bibliográfico puso de manifiesto la existencia de una abundante pero dispersa bibliografía en la materia llegando a convertirse la redacción de una síntesis de la misma en un objetivo parcial del trabajo de investigación. Se ha realizado una breve síntesis de diferentes aspectos relativos al biogás remitiendo al lector interesado al Anexo I en el que se detalla con más profundidad la recopilación elaborada.

Se incluye un breve epígrafe dedicado al análisis espacio-temporal de datos mediante métodos geoestadísticos. Es evidente que la metodología empleada para realizar estimaciones en puntos sin medición resulta de vital importancia a la hora de realizar cartografías de una variable dada. En el ámbito del biogás, se detecta una preferencia por la utilización de métodos clásicos de interpolación en detrimento de los métodos geoestadísticos que, sin embargo, han demostrado a los largo de las últimas décadas su utilidad. Se expone aquí un breve repaso de los conceptos básicos relativos a la Teoría de Funciones Aleatorias, y a determinados aspectos prácticos relativos a su utilización en esta investigación. Por ello se exponen diversas técnicas geoestadísticas. Como se verá, la naturaleza de los datos, fuertemente sesgados en el caso de las emisiones superficiales, recomienda la utilización de varias técnicas de estimación que permitan contrastar resultados con el objeto final de seleccionar la mejor opción optimizando el empleo de las diferentes técnicas.

Finalmente, se incluye una breve síntesis relativa a los principios básicos sobre los que se sustenta el Análisis Correlatorio y Espectral y el Análisis de Wavelets.

1. Vertederos

1.1. Conceptos generales.

De acuerdo con Smith et al. (2001) el vertedero puede definirse como el sistema de gestión para la eliminación de residuos mediante depósito en tierra. Hoy día el término se refiere a una instalación para la eliminación de residuos sólidos, frecuentemente municipales, diseñada y operada para minimizar los riesgos para la salud y el impacto ambiental. (Tchobanoglous, 1993). Los vertederos para residuos peligrosos suelen denominarse *depósitos de seguridad (secure landfills)*. Ambos tipos de vertederos pueden y suelen incluir celdas para residuos específicos como asbestos, pilas y otros residuos peligrosos (monofills). La normativa vigente define el vertedero como aquella instalación de eliminación de residuos mediante su depósito subterráneo o en superficie, por períodos de tiempo superiores a los recogidos en la norma para los almacenamientos temporales de residuos (de seis meses a dos años, según características y destino final del residuo).

Suele utilizarse el término celda para designar el volumen de material depositado en vertedero durante un periodo corto de tiempo, normalmente un día e incluye el residuo depositado y el recubrimiento diario. Este recubrimiento tiene por objeto reducir el vuelo de ligeros, limitar la generación de olores y la proliferación de vectores sanitarios indeseables y, lo que es más importante, limitar la cantidad de agua que infiltra o puede infiltrar en la masa de residuos y, por tanto, la cantidad de lixiviados generada. Suele ser de espesor centimétrico utilizándose con frecuencia material propio de la zona (suelo poco o nada seleccionado). Con frecuencia, cuando el número de celdas se incrementa o cuando se acaba una fase de explotación, se utilizan los llamados sellados intermedios, con espesores de hasta 1 m. Se denomina capa o fase (lift) a un conjunto de celdas que ocupan una parte del área activa del vertedero. Con frecuencia se utilizan bermas o terrazas intermedias cuando la topografía o el método de explotación así lo exigen, siendo habitualmente aprovechadas para el paso de maquinaria y para el emplazamiento de drenajes y conducciones de gas o lixiviados (R.D. 1481/2001).

La mayor parte del agua que entra en contacto con los residuos y acaba convirtiéndose en lixiviados lo hace durante la fase de explotación (Tchobanoglous, 2002). Una parte de ella atraviesa la cobertera intermedia por lo que el diseño de esta última resulta importante a la hora de limitar dicha entrada de agua. La frecuencia y necesidad de esta cubierta intermedia es objeto de debate especialmente cuando las instalaciones se diseñan y explotan forzando la recirculación de los lixiviados (figura 3.1).

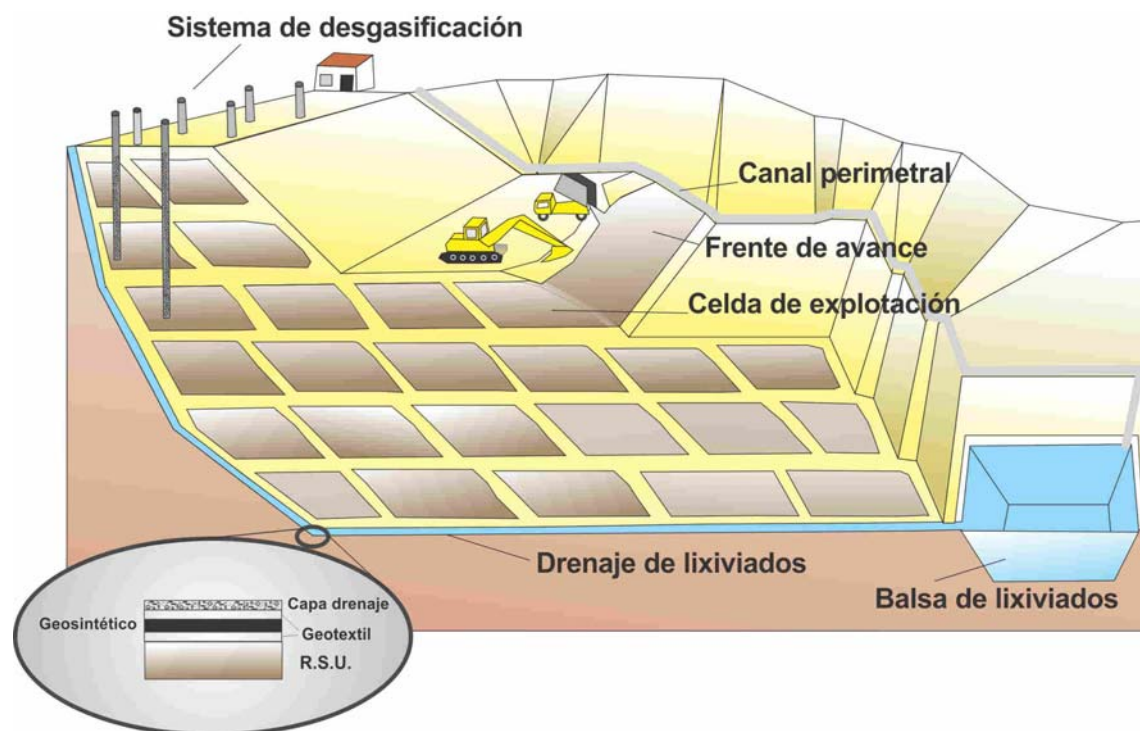


Figura 3.1. Esquema de explotación de un vertedero tipo.

1. 2. Impermeabilización

El proceso de impermeabilización del vertedero incluye la colocación de varias capas superpuestas y compactadas de arcilla y/o material geosintético diseñado específicamente para evitar la migración (horizontal o vertical) de los lixiviados o del gas de vertedero (landfill liners, ver figuras 3.2, 3.3 y 3.4). Cuando las operaciones de vertido finalizan y acaba la vida útil del vertedero se procede al sellado superficial (landfill cover), similar al anterior pero con la misión añadida de evitar la entrada de aguas superficiales o de precipitación directa a la masa de residuos.

Normalmente, y la legislación sectorial así lo exige, la impermeabilización debe llevarse a cabo con objeto de eliminar el movimiento de los lixiviados y gases en el fondo del vertedero. Habitualmente se utiliza arcilla y geomembranas como medida para evitar la percolación del lixiviado. La impermeabilización básica incluye una capa de arcilla compacta de orden centimétrico sobre el que se asienta la geomembrana (PEAD de 1,5 - 2 mm habitualmente). Estas dos capas constituyen la doble barrera impermeable que impide la salida del lixiviado del vertedero. Sobre estas suele acopiarse una capa, también de orden centimétrico, de arena gruesa o grava fina (o una geomalla) que sirve como drenaje del lixiviado/gas. Finalmente una capa de similares dimensiones de suelo separada de los anteriores mediante un geotextil, actúa como protección sobre la que se depositan los residuos. El sistema puede duplicarse en el caso de celdas de residuos específicos o en

vertederos de residuos peligrosos. Las capas de arcilla plantean problemas fundamentalmente debido a la aparición de grietas de retracción cuando se desecan, o a los diferentes coeficientes de hinchamiento que presentan las mezclas de arcillas distintas (montmorillonitas, illitas, caolinitas, bentonitas...) por lo que es importante mantener un solo tipo para cada capa. Es evidente que la compactación de las capas de arcilla es un elemento decisivo a la hora de aumentar la densidad de la barrera (y reducir permeabilidades). En cuanto a las geomembranas, se trata de láminas de polímeros plásticos sintéticos de muy baja permeabilidad, suele utilizarse polietileno de alta densidad con espesores de 1,0 - 2,5 mm (también existen en el mercado las de polietileno de baja densidad y PVC que pueden llegar a los 3 mm de espesor, entre otras muchas).



Figura 3.2. 1. Compactación del terreno tras la nivelación. 2. Extendido de geomembrana sobre geotextil. 3. Colocación de la capa de drenaje (grava) sobre geotextil. 4. Replanteo de la red de drenaje en la capa homónima.

También tienen una función drenante, de refuerzo y de protección. Se trata de láminas de fieltro punzonado, no tejido, fabricado a partir de fibras de poliéster o de polipropileno. La unión de las fibras se realiza gracias a un sistema mecánico que compacta y entrelaza las fibras por un proceso de agujado y posterior termofijado mediante calor y suelen disponerse sobre las geomallas, geodrenes o compuestos drenantes. Estas son láminas plásticas porosas utilizadas como drenaje del gas y/o del lixiviado, suelen ser de polietileno de 5 mm de espesor y suelen proporcionar rendimientos muy elevados (4,5 mm de geomalla puede drenar el mismo caudal que 300 mm de arena) (Williams, 2005). Las

figuras 3.3 y 3.4 muestran algunos aspectos relativos a impermeabilización y uso de geosintéticos.



Figura 3.3.-1- Geotextil de 800 gr/m², 2-geomalla formada por lámina de polietileno entre dos geotextiles de 120 gr/m², 3- Solape entre dos láminas de PEAD de 2 mm, se aprecia la soldadura térmica, 4- tubos de drenaje para el fondo del vaso.



Figura 3.4. 1-Anclaje del geotextil y de la lámina de PEAD mediante zanja hormigonada, 2 y 3- Detalles de la geomalla sobre la lámina de polietileno, como consecuencia de las intensas lluvias del invierno de 2010 y de una prolongada exposición al sol puede apreciarse la degradación del geotextil y el desgarró del conjunto también visible en 4, al fondo.

1. 3. Tipos de vertederos y problemática ambiental.

Durante bastante tiempo se fomentaron los llamados vertederos aerobios, fundamentalmente por motivos económicos. En ellos se pretende una fermentación aerobia de la materia orgánica. Los residuos se vierten formando capas de poco espesor, a continuación son triturados y compactados hasta llegar a densidades teóricas del orden de 1,2 t/m³. El régimen de fuertes aguaceros propio del clima mediterráneo no aconseja la utilización de este método que, no obstante ha sido utilizado hasta hace relativamente poco tiempo, y sigue utilizándose ampliamente en muchas zonas. Algunas de las desventajas son la necesidad de una mayor superficie que en los casos anteriores (figura 3.5), el vuelo de ligeros y proliferación de vectores sanitarios, y sobre todo, la mayor generación de lixiviados por entrada directa de la lluvia y la frecuencia de incendios en la masa de residuos. La cubrición con tierra del residuo sólo se realiza en el momento del sellado o cuando las circunstancias lo exigen (tras un depósito especialmente cargado de materiales ligeros, durante los frecuentes incendios...). Todo ello desaconseja de forma clara este sistema que sólo debería considerarse en climas muy áridos.



Figura 3.5. Vertederos explotados mediante sistema de alta compactación sin recubrimiento diario.

Actualmente existe una tendencia en aquellos países en los que el vertedero constituye el principal sistema de gestión, hacia un menor número de instalaciones de mayor tamaño, lo que parece responder al incremento en los costes económicos que supone la aplicación de la Directiva 1999/31/CE (R.D.1481/2001 en España).

La gran ventaja del tratamiento mediante vertedero radica en su relativamente bajo costo en comparación con otros sistemas de gestión, y la gran variedad de residuos que pueden ser gestionados mediante el mismo. En cualquier caso, el vertedero siempre constituye la etapa final de otros sistemas como ocurre por ejemplo con las escorias y cenizas procedentes de la incineración o recuperación energética (Williams, 2005).



Figura 3.6. Utilización de un hueco dejado por una explotación de áridos como vertedero. Puede observarse la impermeabilización del vaso mediante capa de arcilla compacta (marrón), geomembrana de PEAD de 1,5 mm (negro) y geotextil (de color blanco).

Frecuentemente se argumenta la conveniencia y oportunidad que proporciona la existencia de huecos ya creados mediante laboreo minero para ser aprovechados como vasos de vertido (figura 3.6). Esta circunstancia debe de abordarse con especial cuidado cuando dichos huecos corresponden a canteras de áridos (que, por otra parte, es lo más frecuente en España) puesto que suelen emplazarse en materiales calcáreos que frecuentemente albergan formaciones acuíferas. En el extremo opuesto se sitúan las explotaciones de arcilla que, efectivamente, pueden constituir excelentes opciones desde el punto de vista de la contaminación de las aguas subterráneas al estar éstas prácticamente ausentes.

Otra de las ventajas radica en la posibilidad de recuperación de gases y, por tanto, de energía; sin embargo, debe de tenerse en cuenta que la explotación del biogás permite una menor conversión de residuo en energía, aproximadamente 1/3 menos de energía

recuperada que en sistemas como la incineración, debido a la generación de gases no combustibles y lixiviados durante el proceso de degradación de la materia orgánica y a las pérdidas generales del sistema.

En general, las principales desventajas del sistema de gestión de residuos mediante vertedero radican en los indeseables efectos que causan principalmente lixiviados y gases durante años, lo que obliga al monitoreo y control y vigilancia durante décadas, en el caso de los gases hay que añadir el peligro de explosividad en determinadas condiciones, y al efecto invernadero asociado al gas de vertedero.

La Directiva 1999/31 /CE, y el Real Decreto 1481/2001 imponen unos criterios ciertamente rigurosos para paliar/evitar los citados impactos negativos, entre ellos el sistema de impermeabilización y recogida de lixiviados y gases, las características exigibles al sustrato sobre el que se asienta el futuro vertedero en cuanto a permeabilidad y estabilidad geotécnica fundamentalmente, y la obligatoriedad del mantenimiento postclausura.

Esta normativa establece tres tipos de vertederos: vertedero para residuos peligrosos, vertedero para residuos no peligrosos (normalmente vertederos de residuos sólidos urbanos) y vertedero para residuos inertes (vertederos para residuos procedentes de la construcción y demolición). Esta mención al comportamiento inerte del posible vertido causa innumerables confusiones, que frecuentemente llevan a concluir erróneamente que los escombros deben considerarse como inertes, con las frecuentes negativas repercusiones ambientales que es fácil imaginar.

En lo que se refiere al sellado final, su principal objetivo es evitar que el agua de lluvia infiltre, que los gases de vertedero escapen libremente hacia la atmósfera y evitar la proliferación de vectores sanitarios y el riesgo de incendios. Además, debe de servir como soporte para la restauración ambiental del área afectada y recuperación del espacio ocupado.

2. Lixiviados.

El lixiviado se forma a partir del agua de precipitación que atraviesa la masa de residuos en el vertedero, a lo que se suma el agua generada por la descomposición de estos residuos. Esta, tras percolar a través de la masa de residuos incorpora los materiales disueltos o en suspensión que encuentra en su camino (Fenn *et al.*, 1975). El resultado es un líquido con elevadas concentraciones en sólidos en suspensión, componentes solubles procedentes de los residuos y productos de la descomposición de los mismos debido a la acción de diversos microorganismos. Su composición dependerá de la heterogeneidad de los residuos, en el caso de residuos degradables, de la etapa de degradación alcanzada, del contenido en humedad inicial y de los procedimientos y técnicas de explotación del vertedero (Kjeldsen *et al.*, 2000; Williams, 2005).

2. 1. Formación de lixiviados.

Un modelo genérico de generación de lixiviados propuesto por Farquhar (1989) se representa en la figura 3.7. Los diferentes componentes siguen los pasos siguientes:

1. La Precipitación (P) cae sobre el vertedero y se inicia la Escorrentía Superficial (Es).
2. Una parte se infiltra (I).
3. Parte se evapora (E) desde superficie o transpira (T) a través de la vegetación.
4. Parte de la Es se emplea en reponer la posible deficiencia en humedad del sellado (S) (la diferencia entre su Capacidad de Campo (CC) y el contenido en humedad existente (MC)).
5. El resto de I, percola (PERC) generando lixiviados (L) y alcanzando la base del vertedero.
6. La percolación PERC, puede aumentar si existe aporte de aguas subterráneas (AS), lo que por otra parte no debiera de existir a la vista de las exigencias legales de la normativa actual.

Este proceso se analiza mediante el llamado balance de aguas cuya expresión es la siguiente

$$\text{PERC} = P - E_s - E_T - A + AS$$

Aunque se trata de una expresión correcta, se ve afectada por la imprecisión que conlleva la estimación de varios de sus términos, como ocurre con los coeficientes de escorrentía o la densidad de la cubierta vegetal.

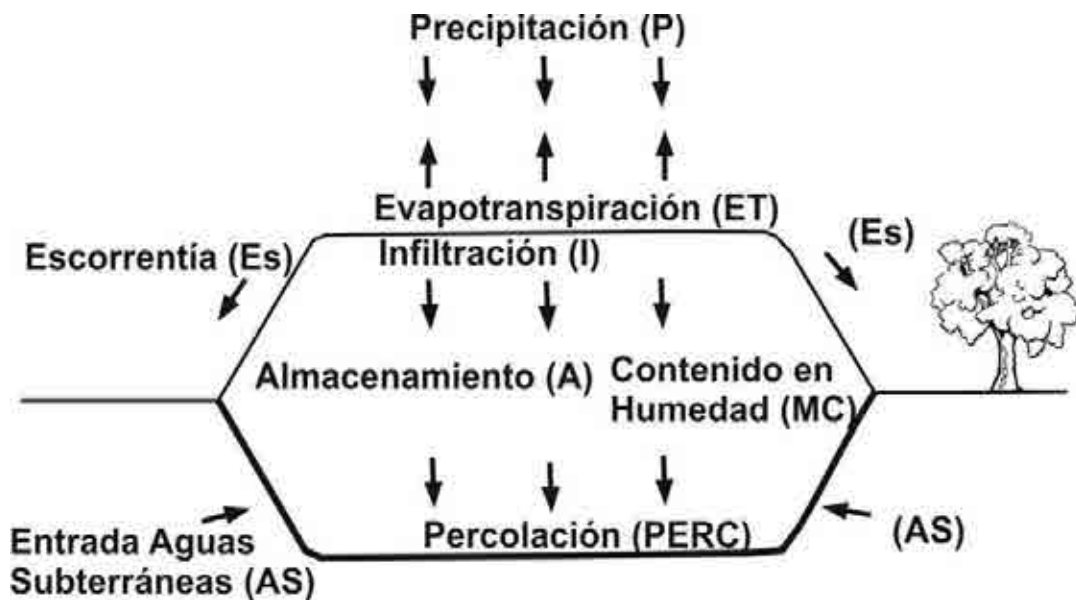


Figura 3.7. Esquema de formación de lixiviados en vertederos. Modificado de Farquhar (1989). ET, evapotranspiración, Es, escorrentía, P, precipitación, I, infiltración, A, almacenamiento de agua en el vertedero, MC, contenido en humedad del residuo, As, posibles entradas de aguas subterráneas y PERC, percolación.

2. 2. Composición del lixiviado.

El lixiviado procedente de residuos no peligrosos (definidos estos de acuerdo con el R.D. 1481/2001, esto es, residuos de origen domiciliario fundamentalmente) suele ser rico en materia orgánica (Demanda Química de Oxígeno DQO >20.000mg/l) llegando, después de varios años, a valores comparativamente bajos (DQO ≈ 2.000mg/l). Asimismo, suele presentar altas concentraciones en amoníaco.

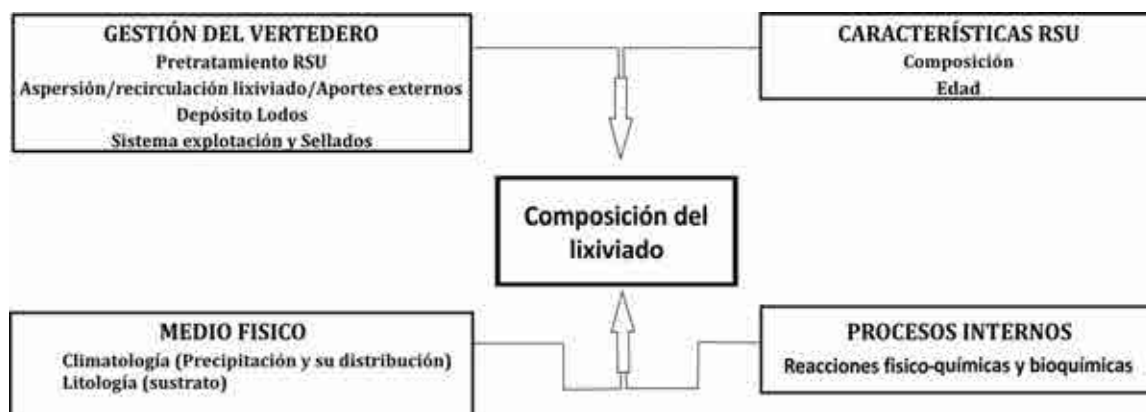


Figura 3.8. Factores que controlan la composición química del lixiviado en vertederos de R.S.U (modificado de El-Fadel et al, 2002 y Vadillo, 1997).

La elevada variabilidad química en la composición del lixiviado ha sido puesta de manifiesto con frecuencia (Radi et al., 1987, Ross, 1990; Gómez, 1997; 1997; Fatta el al., 1999; Vadillo et al, 1999a). Esta variabilidad a distintas escalas temporales (Chian y DeValle, 1976; Bolton y Evans, 1991) y espaciales, en distintos sectores del vertedero (Kjeldsen,

1998a) es debida a la interacción entre múltiples causas modificadoras de la composición química del lixiviado (Figura 3.8).

La composición del mismo está determinada por factores externos de tipo climatológico, y con otros relacionados con el propio vertedero como su gestión (sistema de explotación, existencia de pretratamiento del residuo, existencia de recirculación del lixiviado o no, naturaleza y tipos de sellados intermedios...) las características de los residuos y los procesos internos que tienen lugar en el seno del lixiviado. Dentro de estas características cabe citar las reacciones físico-químicas y bioquímicas durante la descomposición de los residuos (Ross, 1990; Christensen et al.; 2001; El-Fadel et al., 2002) y los mecanismos naturales de atenuación de los contaminantes.

Químicos	Físicos	Biológicos
Neutralización	Intercambio Iónico	Hidrólisis
Precipitación	Adsorción	Catabolismo
Oxidación	Absorción	Fermentación
Reducción	Filtración	Nitrificación
Complexación	Evaporación	Denitrificación
Ionización	Extracción	Reducción de sulfatos
Reacciones ácido/base	Encapsulación	Mineralización

Tabla 3.1. Mecanismos de atenuación de contaminantes durante la degradación de los residuos (modificado de Ross, 1990).

Entre los factores anteriores, los procesos internos relativos a la degradación de la basura son los que de una forma más decisiva definen la naturaleza de los lixiviados (Christensen y Kjeldsen, 1989; Barlaz y Ham, 1993). De ahí que, ya que muchos procesos son comunes a cualquier residuo, la composición química de los lixiviados no debe mostrar grandes variaciones entre vertederos. Sin embargo, los factores externos, los diferentes sistemas de gestión (incluyendo variables como el sistema de explotación, existencia o no de pretratamiento, entidad de la compactación, tipo de sellado y materiales utilizados, recirculación de lixiviados, existencia de aportes externos...) y las características de los residuos varían de un vertedero a otro, por lo que la hidroquímica de los lixiviados es específica para cada vaso de vertido.

La interacción de procesos genera que los valores de los componentes químicos sean muy variables, pero es posible observar ciertas características y/o patrones comunes a

todos los lixiviados. Entre estos, destacan las condiciones reductoras, provocadas por los altos contenidos en materia orgánica, y los elevados valores de diversos parámetros como conductividad eléctrica, cloruros y sulfuros, demanda química y bioquímica de oxígeno, alcalinidad, amonio, sodio, potasio y hierro. No obstante en función de la edad del vertedero y de los residuos depositados, otros parámetros como metales pesados y compuestos orgánicos específicos pueden en mayor o menor medida, ser componentes mayoritarios del lixiviado (Sawhey y Kozloski, 1984; Rugge et al., 1995).

En el caso de los vertederos de la provincia de Málaga, el clima mediterráneo con baja precipitación puede favorecer la estabilización del residuo (Chu et al., 1994), pero la importante variabilidad de las precipitaciones produce grandes variaciones en el volumen y quimismo del lixiviado. Estas variaciones, no obstante, permiten predecir a priori la composición química del lixiviado (Vadillo et al., 1999a; Tatsi y Zouboulois, 2002). Cabe esperar que durante las épocas húmedas se genere un lixiviado comparativamente con menos mineralización que en los periodos secos en los que se reduce la infiltración, disminuye el volumen de lixiviado, se reconcentra éste al haber mayor evaporación y aumenta el tiempo de permanencia en el vertedero.

En lo que se refiere a la producción de lixiviados, ésta variará a lo largo de las 5 fases de degradación de la materia orgánica que se describe en el Anexo I. El pH en la fase de acetogénesis es ácido/neutro (debido a la formación de ácido acético y otros ácidos orgánicos en condiciones anaerobias). La cantidad de materia orgánica expresada como Carbono Orgánico Total (COT) es muy elevada en esta fase, así como los niveles de nitrógeno amoniacal debido a la degradación de aminoácidos y proteínas (y otros compuestos nitrogenados de los residuos). La presencia de ácidos orgánicos aumenta la solubilidad de los iones metálicos en el lixiviado resultante, las demandas químicas y bioquímicas de oxígeno son elevadas (relación DBO₅/DQO de 0,4 a 0,6 mg/l) indicando que existen altas proporciones de materia orgánica en solución fácilmente biodegradable.

En fase metanogénica el lixiviado presenta pH neutro/alcalino como reflejo de la degradación de los ácidos orgánicos en la fase anterior produciendo dióxido de carbono y metano, como consecuencia el Carbono Orgánico Total decrece (en comparación con la fase acetogénica). Los metales continúan incorporándose al lixiviado pero dado que el pH aumenta, los iones metálicos pierden solubilidad y decrece su concentración en el lixiviado. La relación DBO₅/DQO se sitúa entre 0,05 y 0,2, mientras que el nitrógeno amoniacal disminuye levemente.

El agua se almacena en la masa de residuos durante periodos variables de tiempo, por ejemplo en residuos de papel y madera, huecos en la materia orgánica, macroporos o

huecos en materiales muy densamente empaquetados o sobre materiales impermeables como los plásticos. El agua no percola en una parte del vertedero hasta que esa parte ha alcanzado su capacidad de campo. Como ésta es diferente para diferentes partes del vertedero, el lixiviado puede generarse en una zona incluso cuando el grado de saturación en la mayor parte del vertedero este muy por debajo de la capacidad de campo. Algunos autores como Holmes (1983) y Blackey (1992) usan el término capacidad adsortiva para designar aquellas condiciones en las que el lixiviado apenas se produce, pero esta terminología no está totalmente aceptada.

A medida que aumenta la edad del vertedero, la capacidad de campo local y la capacidad adsortiva cambian. Como la capacidad de campo no se alcanza homogéneamente en todo el vertedero, parte del agua que infiltra queda almacenada. En algunas partes el agua puede acumularse y almacenarse durante años antes de que se inicie su drenaje. Para los vertederos viejos el efecto del almacenamiento de agua se traduce en la distribución de la infiltración durante los meses lluviosos y su descarga durante periodos mayores.

Uno de los pocos elementos sobre los que se dispone de datos contrastados es el anión conservativo cloruro. Se considera que el Cl⁻ constituye entre un 0,1 y 0,2 % en peso seco de la masa de residuos en vertedero (Howard et al., 1996). Estos autores desarrollan una metodología para estimar la masa lixiviable de un elemento concreto asumiendo que el cociente entre la masa lixiviable de un compuesto y el pico de concentración representativo de dicho compuesto en el lixiviado es el mismo para todos los compuestos lixiviables. No se consideran por tanto los procesos de biodegradación y volatilización de tales compuestos, así

$$M_c = L_c \left(\frac{M_{Cl}}{L_{Cl}} \right)$$

siendo M_{Cl} la masa de Cl⁻ en vertedero (t),

L_{Cl} el pico de concentración de Cl⁻ medio en los lixiviados (mg/l),

M_c la masa del compuesto problema en vertedero (t) y

L_c el pico de concentración medio del compuesto problema en los lixiviados (mg/l).

Aplicando esta metodología a 39 componentes del lixiviado del vertedero de Toronto (Canadá), Howard et al. (1996) estiman que solamente el 2,9% del total de la masa vertida resulta finalmente lixiviable (de ésta el 99% está compuesta por los componentes principales). La aplicación de esta metodología a los datos de los vertederos de la provincia de Málaga se expone en los capítulos correspondientes.

2.3. Balance de Aguas en Vertederos

Un paso previo imprescindible para el diseño de cualquier vertedero consiste en establecer el Balance de Aguas del mismo. Éste es necesario para estimar la cantidad total de lixiviado que se producirá, así como para el diseño del sistema de drenaje y la impermeabilización de base, así como para el sellado parcial o final. Además, el cálculo del balance de aguas permite comparar la efectividad de diferentes opciones de diseño. También es necesario para decidir o planificar el sistema de almacenamiento y tratamiento de lixiviados que se adoptará, o para la detección de fugas y/o almacenamientos no deseados. Una de las primeras aplicaciones de esta técnica será el diseño de la celda de explotación promedio a utilizar durante la vida activa del vertedero.

El balance incluye o aglutina el efecto de muchos parámetros hidrológicos. Una vez se produce la precipitación, ésta puede ser interceptada por la vegetación y evaporarse, almacenarse en superficie en forma de nieve o hielo, o bien infiltrarse en el vertedero. En este último caso puede evapotranspirarse (plantas), evaporarse directamente en esta zona de evaporación, almacenarse en el suelo, o bien percolar atravesando la zona de evaporación. Esta agua de infiltración puede ser captada y drenada lateralmente por el sistema de drenaje, almacenarse en el suelo o en la masa de residuos o generar lixiviados (que también serán recogidos por el sistema de drenaje) (Tchobanogñous, 2002, Schroeder, 1994).

Cálculo del Balance de Aguas

Los dos principales métodos para el cálculo del balance son, el calculado de acuerdo a las ecuaciones de Thornthwaite y la aplicación del modelo HELP (Hydrological Environmental Landfill Performance, Schoeder, 1994 y 2002), aunque existe una modificación de amplio uso en la práctica propuesta por Tchoubanoglous (1993, 1994 y 2003). Frecuentemente, se adoptan variantes del primer método que incluyen estimaciones poco precisas, por ejemplo, es frecuente suponer que la infiltración es un valor constante igual al 10 % de la lluvia útil, o que la capacidad de adsorción del residuo es de 0,025 m³ de agua por m³ de residuo.

Método de Thornthwaite

Metodología ampliamente conocida desarrollada por Thornthwaite y Mather (1957). Fenn et al. (1975) plantean para la Environmental Protection Agency (EPA) una adaptación para estimar la producción de lixiviados en vertederos. En esta aproximación se establecen coeficientes de escorrentía específicos para vertederos y valores de almacenamientos de humedad para los residuos.

En síntesis, el agua de precipitación se acumula de forma continua en la masa de residuos durante años. Así, la producción de lixiviado en vertederos jóvenes es menor, existen caminos preferenciales y gran parte del drenaje se produce por estos caminos. En vertederos viejos esos macroporos o caminos preferenciales están parcialmente o totalmente obstruidos. En lugar de ello, el agua probablemente percola a través del residuo hasta alcanzar su nueva capacidad de campo y fluye a través de la matriz. La descarga no muestra fuertes oscilaciones (Bengtsson et al., 1994).

Metodología de Tchobanoglous

Sintetiza los componentes del balance de agua para una unidad tridimensional del vertedero (célula de relleno o celda). Los componentes principales implicados en el balance son, de una parte las entradas de agua, la que procede de las cotas superiores a la celda o unidad considerada, la humedad de los residuos sólidos, la humedad del material empleado para la cubierta (además de la aportada por los lodos si se permite su depósito). De otra, las salidas de agua integradas por el agua que sale del vertedero saturando el biogás, y la que se drena como lixiviados.

El balance de agua de vertedero se obtiene sumando todas las entradas y restando el agua consumida por las reacciones químicas (o perdida como vapor de agua) teniendo en cuenta la variación de la capacidad de campo para un intervalo de tiempo determinado (Tchobanoglous, 1993, 2003).

HELP (Hydrological Environmental Landfill Performance)

HELP (Hydrological Environmental Landfill Performance) es un modelo cuasi-bidimensional desarrollado por la EPA basado en los modelos "*Hydrologic Simulation Model for Estimation Percolation at Solid Waste Disposal Sites*" (HSSWDS, de Perrier y Gibson, 1980; Schoroeder y Gibson, 1982), "*Chemical Runoff and Erosion from Agricultural Management Systems*" (CREAMS, de Knisel, 1980) y "*Simulator for Water Resources in Rural Basins*" (SWRRB, de Williams et al., 1985). Ese carácter cuasi-bidimensional se debe a que combina un modelo unidimensional de flujo vertical con otro de drenaje horizontal/lateral cuyos resultados se añan en las salidas de los sistemas de drenaje lateral. Se trata de un modelo determinista y cuantitativo cuyas entradas incluyen la precipitación y el contenido inicial en humedad de las capas de sellado intermedio y de los residuos. El modelo calcula la evapotranspiración, la escorrentía y demás elementos del balance de aguas, incluidos los cambios en el volumen de agua almacenada de las capas de sellado (finales e intermedias), el drenaje lateral y la percolación final a través de cada capa-barrera, sea esta de arcilla o de

geosintéticos (ver figura 3.9). El objetivo fundamental es ayudar en el proceso de diseño de las diferentes alternativas que pueden plantearse para el vertedero concreto, es decir, constituir una herramienta para optimizar la confección del proyecto en lo relativo a impermeabilización del vaso de vertido. Como objetivo secundario se plantea la cuantificación lo más precisa posible de los elementos del balance de aguas, este grado de exactitud depende en gran medida de la variabilidad y nivel de incertidumbre de las características de los materiales existentes en el vertedero.

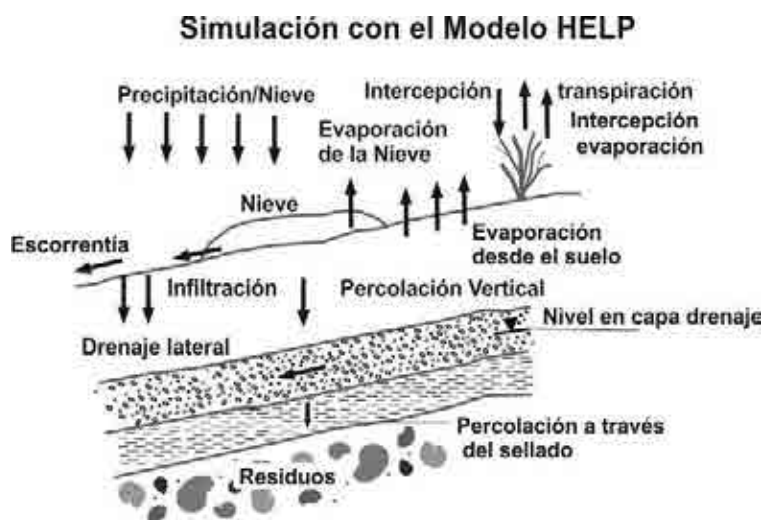


Figura 3.9. Esquema resumen de los parámetros considerados en la simulación mediante el modelo HELP (Schroeder, 1994)

La infiltración diaria se calcula indirectamente a partir del balance de aguas superficial. La infiltración será equivalente a la suma de lluvia más el deshielo, menos la suma de escorrentía superficial y evapotranspiración. Un aspecto clave es la evaluación de la intercepción (la escorrentía y la evaporación son en parte dependientes de este parámetro) modelada mediante el método de Horton (1919). La escorrentía superficial se calcula mediante el método del número de curva del US Soil Conservation Service (SCS) que establece un procedimiento empírico de cálculo para cuencas pequeñas (12-200 ha) con poca pendiente (3-7%) correlacionando escorrentía, evaporación y lluvia diaria con una gran variedad de tipos de suelos, cubierta vegetal, uso del suelo y condiciones de humedad en el mismo. Para pendientes mayores que las señaladas, la versión 3 del programa permite ajustar el número de curva de forma que se puedan obtener la escorrentía para pendientes por encima del 20%. Existen varias limitaciones que deben de tenerse en cuenta a la hora de aplicar el modelo, o de interpretar sus resultados. Pueden producirse escorrentías mayores que las estimadas mediante el método del número de curva, especialmente cuando el suelo está saturado o la infiltración se encuentra muy limitada por la baja permeabilidad del material. Este método, además, es aplicable para vertederos con superficies menores que las

superficies de las cuencas para las cuales se diseñó. El volumen acumulado de escorrentía es independiente de la duración del aguacero y de su intensidad, puesto que a lo largo de un periodo dilatado de simulación pueden tener lugar diversos aguaceros cuyas características sean muy variadas; además, se supone que no se recibe escorrentía de áreas adyacentes.

En lo que se refiere a la evapotranspiración, el programa diferencia entre evaporación desde superficie, en el suelo y a partir de la vegetación, calculando cada término de forma separada. La evapotranspiración se calcula utilizando una modificación del método de Penman (Ritchie, 1972).

En lo relativo al proceso de infiltración, el programa diferencia entre el drenaje vertical a través de material no saturado (suelo, capa de sellado intermedia o residuos), la percolación a través de las barreras de suelo, la que se produce a través de defectos de los geosintéticos, y el drenaje lateral en las capas diseñadas a tal fin. El contenido en humedad de cada capa se calcula mediante análisis secuencial, esto es, ese contenido determina la tasa de infiltración, pero a su vez esa tasa se ve condicionada por el contenido en humedad, de forma que se recurre a un procedimiento de análisis iterativo. En éste, se define una tasa máxima de infiltración de forma que, en el proceso de drenaje de una capa a otra, esta tasa no pueda ser sobrepasada. Esto permite tener capas de diferente permeabilidad sin tener que considerar la capa de menor conductividad hidráulica como una barrera. La conductividad hidráulica saturada se calcula utilizando la ecuación de Campbell (1974).

El crecimiento de la capa vegetal sobre la capa de sellado también se considera en el modelo mediante un modelo general de crecimiento vegetativo y mediante el llamado índice de hoja (*leaf area index*).

Los datos de entrada son valores diarios de precipitación, temperatura e insolación; valor máximo del índice de hoja, profundidad de la zona de evaporación y época de cosecha. En lo que se refiere a los datos relativos al diseño y gestión del vertedero, la superficie del vertedero, el número y espesor de las diferentes capas de sellado (finales e intermedias) y de residuos. Cada capa debe venir caracterizada por su porosidad, capacidad de campo, punto de marchitez y conductividad hidráulica saturada. El programa cuenta con una base de datos suficiente para los valores más usuales de tales variables.

Las salidas consisten fundamentalmente en los volúmenes de percolación (o filtración a través de geosintéticos) para cada capa y profundidad de saturación de las capas de sellado.

El modelo Help no considera la distribución en el tiempo de las intensidades de precipitación, de forma tal que no puede esperarse que proporcione estimaciones precisas para eventos tormentosos individuales a partir de datos diarios de precipitación. No obstante, y teniendo en cuenta esta base de datos diaria, sí que pueden esperarse estimaciones razonables para plazos largos.

Uno de los problemas más habituales o frecuentes en este tipo de estudios es la falta de datos, datos de producción de lixiviados con periodicidad adecuada suelen ser difíciles de encontrar (no suelen estar disponibles), especialmente para las etapas de estabilización del vertedero que puede durar varios años. Los datos relativos al balance, especialmente evapotranspiración, escurrimiento y precipitación "in situ", contenido en humedad del suelo, profundidad del lixiviado dentro del vertedero, tasas de percolación, conductividades hidráulicas...tampoco suelen estar disponibles. Ello se debe a diversos factores, entre otros, la resistencia a hacer públicos los detalles de las instalaciones, además de que la obtención de estos datos es cara y costosa en términos de tiempo, sin embargo, solo es posible verificar el balance de aguas de un vertedero a partir de estos datos.

2. 4. Estadísticos utilizados para evaluar las simulaciones

Se emplearon diferentes estadísticos con objeto de utilizar un criterio objetivo relativo al grado de precisión de las simulaciones efectuadas con el modelo HELP. La mayor parte de los índices proceden del ámbito de la estadística clásica aunque algunos se utilizan habitualmente en el campo de la hidrología superficial. No se han encontrado equivalente para el campo de la hidrogeología, y mucho menos para el ámbito concreto de la hidrología de vertederos, por lo que los resultados deben de interpretarse con un criterio amplio.

Coeficiente de Correlación r y Coeficiente de determinación r^2

Coeficiente de determinación r^2 definido como el valor (al cuadrado) del coeficiente de correlación de Pearson. Viene dado por la expresión,

$$r^2 = \left(\frac{\sum_{i=1}^n (O_i - \bar{O})(S_i - \bar{S})}{\sqrt{\sum_{i=1}^n (O_i - \bar{O})^2} \sqrt{\sum_{i=1}^n (S_i - \bar{S})^2}} \right)^2$$

siendo O datos observados o medidos y S datos simulados y n el total de observaciones.

Es decir, la relación cuadrática entre la covarianza y el producto de las desviaciones standard de los valores simulados y medidos; por tanto, se estima la dispersión combinada

frente a la dispersión simple para los valores observados y estimados (Krause et al., 2005). Varía entre 0 y 1 estimando cuanta dispersión medida se explica mediante la dispersión de los datos simulados. Cero corresponde a la ausencia de correlación, mientras que 1 indicaría que las dispersiones de estimados y observados son iguales, por tanto, cuanto más cercano es a la unidad las varianzas serán menores, normalmente valores por encima de 0,5 se consideran aceptables y por encima de 0,75 buenos (Shanti et al., 2001, Van Liew et al. 2003, Morías et al., 2007) El hecho de que sólo se cuantifique la dispersión es precisamente la mayor desventaja de este estadístico (un modelo que sobreestimase o subestimase de forma sistemática podría tener un valor de r^2 de 1) que debe utilizarse conjuntamente con otros.

Por su parte el coeficiente de correlación r , con valores entre 1 y -1 es un índice del grado de correlación lineal entre valores observados y valores simulados. Si su valor es 1 (o -1) indica una correlación lineal positiva o negativa perfecta.

Ambos estadísticos son muy sensibles a los valores extremos y poco sensibles respecto a las diferencias proporcionales entre valores observados y valores simulados (Legates, 1999).

El índice de eficiencia de Nass-Sutcliffe (NSE)

Para este y otros estadísticos se utiliza el acrónimo inglés por ser de amplio uso en bibliografía, no sólo en la anglosajona. Es un estadístico normalizado que expresa la magnitud relativa de las varianzas de los residuales frente a la varianza de los valores medidos (Nash y Sutcliffe, 1970; Morías et al., 2007). Indica la bondad del ajuste del gráfico observados - simulados a la bisectriz

$$NSE = 1 - \left[\frac{\sum_{i=1}^n (O_i - S_i)^2}{\sum_{i=1}^n (O_i - \bar{O})^2} \right]$$

Varía entre $-\infty$ y 1. El valor óptimo es la unidad, los valores entre 0 y 1 se consideran aceptables y aquellos menores que 0 indican que la media de los observados es mejor estimador que los valores simulados. El denominador de la anterior expresión se corresponde con la varianza de los datos observados lo que implica valores del índice mayores cuanto mayor variación se produzca entre los datos observados, o dicho en otros términos a mayor dinámica del proceso mayor índice de eficiencia. La gran desventaja radica en el hecho de que las diferencias entre valores medidos y valores estimados se elevan al cuadrado y como consecuencia los valores elevados dentro de una serie temporal

son exagerados y los pequeños quedan obviados (Legates y McCabe, 1999). Al igual que el anterior, no es un índice demasiado sensible a las sobreestimaciones o subestimaciones sistemáticas del modelo empleado. Para resolver estos problemas de alta sensibilidad ante los valores extremos suelen considerarse valores logarítmicos de los valores medidos y estimados, de esta forma la influencia de las puntas quedan atenuadas y se incrementa la sensibilidad del índice (lnNSE) para las sobre o subestimaciones del modelo.

Índice de Ajuste d

Propuesto por Willmont (1981) con el objeto de complementar a los anteriores, representa la relación entre el error cuadrático medio y el error potencial (Wiltmont, 1985).

$$d = 1 - \frac{\sum_{i=1}^n (O_i - S_i)^2}{\sum_{i=1}^n (|S_i - \bar{O}| + |O_i - \bar{O}|)^2}$$

en donde el denominador expresa el llamado error potencia; esto es, el mayor valor de la diferencia al cuadrado de cada par de valores medidos y valores estimados. Varía entre 0 y 1 expresando ausencia de correlación en el primer caso y un perfecto ajuste en el segundo. Suele criticarse en base a que sigue siendo un índice muy sensible a los valores elevados de la simulación, y no es demasiado sensible a las subestimaciones o sobreestimaciones sistemáticas del modelo empleado. Legates y McCabe (1999) proponen una modificación menos sensible a los valores extremos utilizando el valor absoluto de las diferencias entre observados y simulados en lugar de la diferencia elevada al cuadrado, no obstante su poco uso no permite interpretar con fiabilidad el rango de su posibles valores (Moriasi, 2007).

NSE y d relativos

Sus respectivas expresiones serían las siguientes,

$$NSE_{rel} = 1 - \frac{\sum_{i=1}^n ((O_i - S_i) / O_i)^2}{\sum_{i=1}^n ((O_i - \bar{O}) / \bar{O})^2} \quad d_{rel} = 1 - \frac{\sum_{i=1}^n ((O_i - S_i) / O_i)^2}{\sum_{i=1}^n (|S_i - \bar{O}| + |O_i - \bar{O}|) / \bar{O}^2}$$

Al considerar las diferencias entre observados y simulados como valores relativos, se reduce la influencia de las diferencias absolutas en los valores extremadamente elevados. Al contrario, puede afirmarse para los valores excesivamente bajos y en consecuencia estos índices se hacen más sensibles a las sobre- o subestimaciones. (Krause, P, 1997 et al.)

Otros índices

Entre los índices de error más usados para la evaluación de modelos se encuentran el error medio absoluto (MAE, Mean Absolute Error), el error medio cuadrático (MSE, Mean Square Error) y la raíz del anterior el error cuadrático medio (RMSE, Root mean square error)

$$MAE = \frac{1}{n} \sum_{i=1}^n (S_i - O_i)$$

$$MSE = \frac{1}{n} \sum_{i=1}^n (S_i - O_i)^2$$

$$RMSE = \sqrt{\frac{1}{n} \sum_{i=1}^n (S_i - O_i)^2}$$

Para estos índices, los valores cercanos a cero indicarían un ajuste perfecto. Singh et al. (2007) proponen que para valores de RMSE y MAE menores que la mitad de la desviación standard de los datos observados pueden considerarse buenas estimaciones. La versión normalizada de RMSE es el RSR, se basa en normalizar el error cuadrático medio mediante la desviación standard de los valores medidos mediante la expresión:

$$RSR = \frac{RMSE}{STDEV_{obs}} = \frac{\sqrt{\frac{1}{n} \sum_{i=1}^n (O_i - S_i)^2}}{\sqrt{\frac{1}{n} \sum_{i=1}^n (O_i - \bar{O})^2}}$$

Se suele aceptar que cuanto más bajo es RMSE mayor calidad del modelo. Singh et al. (2007) han publicado una guía para cuantificar cuando se considera el índice RMSE bajo. RSR incluye el índice comentado y un factor de escala de forma tal que su valor inferior es cero (ajuste perfecto) llegando a valores positivos elevados. A menor valor de RSR menor valor de RMSE y, por tanto, mejor ajuste.

También existe una versión normalizada del error absoluto medio (NMAE)

$$NMAE = \frac{1}{n} \sum_{i=1}^n (S_i - O_i) / O_i$$

Por último, el sesgo (PBIAS) expresa la tendencia media de los valores simulados a ser mayores o menores que sus correspondientes pares observados (Gupta et al. 1999). El valor óptimo es el cero, de forma que a menores PBIAS mejor calidad de la simulación (los valores positivos indican sesgo negativo, esto es que el modelo subestima la realidad y a la inversa). Su expresión es la siguiente,

$$PBIAS = \left[\frac{\sum_{i=1}^n (O_i - S_i) * 100}{\sum_{i=1}^n (O_i)} \right]$$

El estadístico más tradicional es el error en %, expresable de la forma,

$$Error = \frac{1}{n} \sum_{i=1}^n \left(\frac{(O_i - S_i)}{O_i} \right) \times 100$$

El promedio anual del error en %, es muy sensible a los valores extremos, de forma tal que las sobrestimaciones y subestimaciones se compensan mutuamente dando una falsa impresión sobre la bondad de la simulación, no obstante se incluye en este apartado teniendo en cuenta su extendido uso, siendo similar al sesgo ya mencionado.

3. Biogás o gas de vertedero.

Una versión ampliada del presente epígrafe puede consultarse en el Anexo I.

Tras el depósito y cubrición de los residuos en vertedero, mayoritariamente se produce metano y dióxido de carbono como consecuencia de la descomposición de la materia orgánica, a partir de la actividad de diversos microorganismos y de varios procesos fisicoquímicos, en condiciones de ausencia de oxígeno.

El gas de vertedero se compone predominantemente de metano y dióxido de carbono (junto con pequeñas cantidades de hidrógeno y vapor de agua, y cantidades variables de oxígeno y nitrógeno procedentes del aire introducido en el vertedero).

El componente más importante del gas de vertedero es el metano del que depende el poder calorífico del biogás, es inflamable y es un potente gas de efecto invernadero.

El aprovechamiento de la energía contenida en el gas de los vertederos genera importantes beneficios, tanto ambientales como económicos, basta pensar en la reducción de emisiones de gases que provocan o incrementan el llamado efecto invernadero. Disminuyen el uso de fuentes de energía no renovables como el carbón o el gas natural, mejoran la calidad del aire a nivel local, resultan económicamente provechosos en comparación con las fuentes tradicionales más caras, y generan empleo y beneficios económicos (EPA, LFG Energy Project Development Handbook, 2010).

Tanto el metano como el dióxido de carbono, como una serie de compuestos halocarbonados presentes en el gas de vertedero, son gases causantes del efecto invernadero; es decir, absorben la radiación infrarroja de la superficie de la tierra en lugar de que esta se pierda en el espacio. El proceso genera calor que es re-irradiado hacia la superficie de la tierra. El metano es el segundo gas de efecto invernadero en orden de importancia tras el dióxido de carbono.

3. 1. Origen de los gases de Vertedero

Se suelen diferenciar cinco fases en el proceso de descomposición de la materia orgánica (Kjeldsen et al., 2002) Una primera fase aerobia o de predominio de la hidrólisis, una segunda fase, en la que predomina de nuevo la hidrólisis y la fermentación, se desarrolla ya en condiciones anaerobias al haberse consumido el O₂ en la fase anterior.

La tercera fase es la de acetogénesis o fase ácida, los ácidos orgánicos se transforman en ácido acético y derivados por la acción de bacterias. La fase de metanogénesis constituye la cuarta del proceso y en ella se produce la mayor parte del metano (el gas resultante suele

tener una composición de 55-60% de CH₄ y 40-45 % de CO₂). Suele mantenerse durante años. La quinta fase es la de maduración, ya en condiciones aerobias los nuevos microorganismos convertirán el metano residual en CO₂ y agua. Prácticamente toda la materia orgánica disponible se ha convertido en metano, dióxido de carbono y agua.

Resulta evidente que, en un mismo vertedero e incluso en una misma zona de explotación, estas fases pueden estar superponiéndose de forma continua al depositarse residuos de diferentes edades cuyos lixiviados percolan hacia capas más antiguas.

3. 2. Balance de Masas del Metano

Uno de los conceptos más útiles a la hora de detallar el funcionamiento del metano en el vertedero es el de Balance de Masas del Metano propuesto por Bogner y Spokas (1993). Este queda sintetizado mediante la siguiente expresión

$$\text{CH}_4 \text{ Prod.} = \text{CH}_4 \text{ Recup.} + \text{CH}_4 \text{ emit.} + \text{CH}_4 \text{ mig.} + \text{CH}_4 \text{ ox.} + \Delta\text{CH}_4 \text{ almacén.}$$

siendo: CH₄ Prod. = Metano producido, CH₄ Recup.= Metano recuperado mediante sistemas de extracción, CH₄ emit. = Metano emitido a través de la cubierta, CH₄ mig. = Metano migrado fuera del vertedero, CH₄ox. = Metano oxidado al atravesar la cubierta y ΔCH₄ almacén.= Variación en el volumen almacenado.

Producción de metano

Depende de varios factores como el volumen de residuos depositados, su contenido en materia orgánica y la degradabilidad de ésta, edad de los residuos y factores ambientales como temperatura, humedad, contenido en nutrientes, entre otros. Normalmente, se utilizan modelos de generación de primer orden que tienen en cuenta la cantidad de residuos, su edad y su composición y de manera directa o indirecta la precipitación en el emplazamiento (y, por tanto, la humedad del residuo).

La mayor parte de los modelos se basan en la utilización de la cinética de descomposición de la materia orgánica en el tiempo. Durante el inicio del depósito existe un corto periodo sin producción de gas, seguido de una larga etapa productiva. Esta última puede representarse mediante una función lineal o exponencial o una combinación de ambas (Kamalan. et al., 2011).

Se comentan aquí los modelos más utilizados, o que son más citados en bibliografía. Los llamados modelos de primer orden o de una sola fase consideran que todo el carbono se degrada a la vez. Los denominados multifase diferencian entre tipos de carbono que se degrada a velocidades diferentes. (Scharff H., 2005).

El modelo más utilizado es el elaborado por la EPA, **LandGem**. Este modelo determina la masa de metano generado a partir de la capacidad de producción de metano y de la masa del residuo depositado.

Otro de los modelos más utilizados es el denominado **GasSim** se basa en dos aproximaciones para calcular y estimar las emisiones de metano. La primera utiliza una ecuación multifase y las entradas requieren la cantidad de residuos depositados anualmente, con el desglose también anual en diferentes categorías de estos residuos. Cada categoría se forma con la suma de varias fracciones, y cada una de ellas tiene asignada una diferente tasa de degradabilidad. La segunda aproximación se basa en el modelo LandGem. Su principal problema radica en la gran cantidad de datos necesarios para su aplicación, no obstante presenta algunas ventajas importantes.

Metano recuperado

Se recupera en muchas instalaciones mediante sistemas de extracción de gas, utilizándose para generación de energía mediante máquinas de combustión o quemándose en antorchas que, en suma, realizan la oxidación térmica del metano a dióxido de carbono. De acuerdo con algunos autores la eficiencia de los sistemas de recuperación de gas se sitúa entre el 50-60% (Börjesson et al., 2007; Scheutz et al., 2009) aunque en estudios recientes en los que se emplean dispositivos de sellados de baja permeabilidad esta puede alcanzar el 97% (Spokas et al., 2006).

Metano emitido (Emisiones de metano)

Los mecanismos principales que provocan la emisión de gas desde el vertedero son la difusión y la advención (por flujo o inducida por el viento). En el primer caso se trata de un transporte causado por la diferencia de concentraciones, mientras que la advención se produce como consecuencia de gradientes de presión. Estos gradientes pueden ser provocados por el viento, cambios en la presión barométrica o el aumento de presión en el interior del vertedero por la propia generación de gas. En vertederos sellados con geosintéticos y arcilla la emisión de gases queda muy restringida, no siendo así en vertederos en explotación en los que sólo existe una cubierta intermedia periódica. En estos casos las emisiones pueden ser considerables.

Las llamadas técnicas de reconocimiento están recomendadas para localizar zonas o puntos en los que se producen escapes a través de la cubierta del vertedero, frecuentemente asociados a fallos en el sistema de impermeabilización, roturas de los geosintético, zonas de implantación de sondeos de desgasificación o de extracción de lixiviados. Se suelen

diferenciar las llamadas mediciones de concentración de metano en superficie, los sistemas de detección de calor mediante infrarrojos y la simple, y a veces muy efectiva, inspección de campo.

Las cámaras de flujo estáticas (Static Closed Chambers) constituyen el método más simple y más utilizado para medir flujos a través de superficies. Se basan en la premisa de que el origen de los gases de vertedero es el mecanismo de difusión. Consisten en una cámara o campana con un área inferior a 1 m² aproximadamente, en la cual se mide la variación en la concentración de metano a lo largo de un intervalo de tiempo. La medida del flujo a través de la superficie se obtiene directamente a partir de la variación de las concentraciones con el tiempo.

Es la única metodología que permite medir flujos negativos, esto es consumo de metano atmosférico, además posibilita la medición de otros compuestos gaseosos con la única limitación de la capacidad o precisión del detector/medidor asociado (Scharff et al., 2006). Otra de las ventajas de este método radica en que los datos obtenidos pueden ser tratados estadísticamente para obtener una aproximación al comportamiento espacial y temporal del gas de vertedero, aunque quizás la mayor ventaja radique en la posibilidad de utilizar técnicas geoestadística para caracterizar la variabilidad/heterogeneidad espacial y temporal de las emisiones, y su incertidumbre asociada.

Otras metodologías de uso más restringido como el método de Balance de Masas, los métodos Micrometeorológicos y el uso de Trazadores se describen en el Anexo I.

Metano oxidado

La medición de isótopos de CH₄ permite estimar la fracción de metano que se oxida en el suelo. El metano formado en vertedero tiene una relación ¹²C/¹³C diferente a la del metano atmosférico. Las bacterias metanotróficas consumen más ¹²C que ¹³C, de forma tal que, el metano emitido tras la oxidación, a su paso por la cobertera de suelo del vertedero, queda enriquecido en este último isótopo.

Alternativamente puede recurrirse a las emisiones medidas directamente en sondeo, que deben corresponder con los flujos que llegan a la capa de sellado, donde se produce el proceso de oxidación, desde la masa de residuos.

Una de las metodologías más sencillas de aplicar consiste en la medida de las concentraciones de metano y dióxido de carbono en superficie, y a lo largo de un perfil de suelo de hasta 40 cm de profundidad (suponiendo una cubierta de ese espesor), utilizando cámaras de flujo. Estas cuantifican las emisiones de forma tal que, se mide la emisión de CO₂ y CH₄, tanto en superficie como en la base de la capa de sellado. Se utilizan las emisiones

superficiales de ambas variables y las concentraciones en profundidad de las mismas siguiendo la metodología propuesta por Christopherson et al., 2001.

Azvalzorg propuso en 2011 una herramienta de cálculo de la oxidación (Gebert et al. 2011) en vertederos como alternativa al valor que, por defecto, emplean la mayor parte de los modelos (10%). Se basa en el hecho de que la oxidación es función de las propiedades de la cubierta más que de la producción de biogás.

Migración de metano

Se habla de migración del gas cuando este atraviesa la masa de residuos, de igual forma que sale al exterior a través de la superficie atravesando la/s capa/s de sellado y las cubiertas intermedias. El mecanismo que posibilita ese movimiento es la difusión gaseosa o la advención generada por gradientes de presión. En suma, el gas se moverá desde puntos con alta concentración hacia puntos con baja concentración, o desde zonas con alta presión hacia zonas con baja presión. Son relativamente frecuentes los casos de migración del gas de vertedero que acaba en un episodio explosivo (Kjeldsen y Fischer, 1995).

Variación en el Volumen de Almacenamiento

En general, se acepta que durante las etapas de precipitación continuada se incrementa el almacenamiento de gas en el vertedero (cubierta más impermeable), y durante las etapas secas el volumen de almacenamiento desciende al producirse las mayores emisiones. Los cambios en la presión barométrica pueden inducir resultados similares, de ahí que estas situaciones deban de tenerse en cuenta cuando se realizan mediciones de emisiones que, incluso pueden resultar negativas (entrada de aire al vertedero), si las condiciones son las adecuadas.

3. 3. Controles activos del gas de vertedero.

El elemento más definitorio de este tipo de instalaciones son los pozos de extracción verticales. El sistema de purga de condensados suele considerarse como otro de los elementos fundamentales del sistema.

Las pruebas de bombeo en pozos de extracción suponen la instalación de varios pozos de extracción temporales. Proporciona una valiosa información relativa a los caudales y calidades esperadas del gas a extraer, pero no informa acerca de las emisiones que se producen. En esencia consisten en aplicar una depresión en cada sondeo con lo que se consigue extraer el gas de forma activa midiéndose la calidad del biogás (la concentración en metano). A medida que progresa la extracción, esa concentración en metano tenderá a

descender debiéndose entonces reducir el flujo hasta encontrar un equilibrio entre caudal extraído y calidad del biogás para el uso elegido (Bogner et al., 1997, Scharff et al., 2005, Martín González, S., 1997).

Los pozos se distribuyen dejando un radio de influencia fijo que debe solaparse. Este se calcula mediante ensayos de campo y frecuentemente se ajusta según la intensidad de la aspiración (esto es más flexible que un ajuste inicial invariable, y se puede acomodar al descenso progresivo de la calidad del gas en el vertedero).

El diseño y explotación de la red se basa en un compromiso entre caudal bombeado y calidad o concentración en metano del gas extraído. En la práctica suelen realizarse ensayos de bombeo que permiten determinar la depresión óptima para la extracción del biogás en un periodo de tiempo. Las depresiones que se aplican varían ampliamente en función del espesor, características de la impermeabilización, tasa de generación de gas y otros factores, y suelen ser desde unos pocos milibares hasta poco más de 70/80 mbar.

El diseño óptimo de la red de sondeos puede realizarse determinando la existencia de emisiones o fugas en torno a los sondeos ya existentes, como se verá la utilización de herramientas geoestadísticas permiten optimizar la eficiencia del diseño final.

3. 4. Métodos pasivos de Control del Gas de Vertedero

Se basan en la presunción de que disminuyendo la sobrepresión del gas en el interior del vertedero se evitará/disminuirá la posible migración del gas. Normalmente se instalan sobre vertederos ya sellados atravesando el sistema de impermeabilización o cubierta superficial mediante un dispositivo similar al utilizado en los sistemas activos

Si la concentración en metano es suficiente suelen conectarse a antorchas (manuales o automatizadas) que, por regla general, no logran eliminar el problema de los olores o la emisión de compuestos volátiles.

En definitiva, las antorchas producen la oxidación mediante tratamiento térmico del biogás consumiendo el metano y los volátiles y generando CO_2/CO , SO_2 y NO_x , fundamentalmente. Una vez extraído el biogás, suele enfriarse, comprimirse y, en algunos casos, recalentarse de forma tal que se pierdan algunos volátiles (que se incorporan a los condensados), antes de su utilización para generación de energía.

4. Análisis espacio-temporal de datos.

4. 1. Aspectos generales del método geoestadístico.

Concepto de Variable regionalizada

Etimológicamente, el término “Geoestadística” designa la ciencia que estudia los fenómenos naturales con métodos probabilísticos particulares. Matheron (1961) fue el primero en formalizar el concepto de geoestadística, definiéndolo como “la aplicación del formalismo de la Teoría de Funciones Aleatorias al reconocimiento y estimación de fenómenos naturales”.

Un fenómeno natural puede caracterizarse normalmente por la distribución espacial de una o más variables denominadas variables regionalizadas, a la distribución espacial de esta/s variable/s se denomina regionalización. Un ejemplo de regionalización podría ser la distribución espacial de la variable contenido en metano en un campo de gas, de la variable emisión superficial de biogás en un vertedero ... La inmensa mayoría de las variables que suelen encontrarse en las Ciencias de la Tierra o en la Ciencias Ambientales son Variables Regionalizadas.

Sin embargo, esta definición de Variable Regionalizada (en adelante, VR) como aquella que se distribuye en el espacio, es puramente descriptiva y no supone interpretación probabilística alguna. Matemáticamente una VR es una función $Z(x)$ que toma un valor de una característica Z en cada punto x de un espacio de coordenadas (x, y, z) . Normalmente esta variación es tan irregular que no es posible realizar un estudio determinístico matemático de la misma (Chica-Olmo, 1987).

La VR presenta una distribución espacial o temporal caracterizada por dos aspectos aparentemente contradictorios:

- Un carácter aleatorio, local
- Un carácter estructural, propio del fenómeno y que se pone de manifiesto por la continuidad de la regionalización.

La figura 3.10 representa la variación en profundidad de la temperatura en un sondeo de desgasificación en un vertedero. En la curva puede apreciarse ese doble aspecto, local, con irregularidades, y general o estructurado.

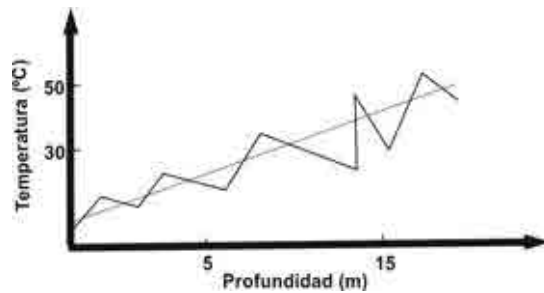


Figura 3.10. Doble aspecto de la VR. Localmente es irregular, a escala global se hace evidente un aspecto más regular

En los siguientes epígrafes se resumen una formulación lo suficientemente simple, que contempla este doble aspecto desde un punto de vista probabilístico. Este enfoque se hará a partir de la noción de Función Aleatoria.

Noción de Función Aleatoria

Una Variable Aleatoria (en adelante, VA) es aquella que puede tomar un cierto número de valores de acuerdo con ciertas probabilidades de distribución, así, si consideramos el contenido en metano de un sondeo en un vertedero $CH_4(x) = 55\%$ (en volumen), se puede decir que este contenido en metano 55 % es una realización de una Variable Aleatoria $CH_4(x)$ en el punto x ; esta VA $CH_4(x)$ es una realización particular del conjunto de variables aleatorias $CH_4(x)$ siempre y cuando x pertenezca al vertedero considerado (campo geométrico).

A este conjunto de variables aleatorias se les denomina Función Aleatoria $Z(x)$. Si retomamos el ejemplo de la variable contenido en metano, el conjunto de n realizaciones de la VR $y(x)$ es por definición una Función Aleatoria $Y(x)$ constituida por

$$FA Z(x) = \{Z(x_1), \dots, Z(x_n)\}$$

Esta definición de Función Aleatoria expresa por si misma el doble aspecto aleatorio y estructurado de la VR, localmente $Z(x)$ es una VA, luego $Z(x)$ y $Z(x+h)$ estarán correlacionadas por la estructura espacial y/o temporal de la VR (Journel y Huijbregts (1978))

La inferencia estadística supone la aplicación de los resultados de la teoría de funciones aleatorias. Para llevar a cabo esta aplicación será necesario conocer al menos una parte de la ley de distribución de la FA $Z(x)$, y para ello con frecuencia sólo conocemos una realización de la FA. Este es el caso de la mayor parte de las variables geológicas o

ambientales, para las cuales habrá que introducir una serie de hipótesis restrictivas que permitan la inferencia estadística.

A efectos prácticos suele considerarse la llamada hipótesis intrínseca, basada en la estacionaridad de los incrementos de primer orden de la pareja de VA $Z(x)$ y $Z(x+h)$ y no en la VA por sí misma.

Se dice que una FA $Z(x)$ es intrínseca para esta pareja de VA si:

- la esperanza matemática de los incrementos de primer orden existe y no depende de x
 - $E \{Z(x+h) - Z(x)\} = 0$
- la varianza de estos incrementos existe y sólo depende del vector h que separa los puntos de apoyo x y $x+h$
 - $\text{Var} \{Z(x+h) - Z(x)\} = 2\gamma(h)$

A la función $\gamma(h)$ se le denomina **variograma** y es una herramienta básica de la geoestadística en la práctica de la inferencia estadística.

Variograma

La función variograma se define (Matheron, 1962, 1963 y 1971) como la mitad de la varianza de los incrementos de primer orden de la FA

$$\gamma(h) = \frac{1}{2} \text{Var} \{Z(x+h) - Z(x)\}$$

y aplicando la hipótesis Intrínseca

$$\gamma(h) = \frac{1}{2} E \{Z(x+h) - Z(x)\}^2$$

El estimador del variograma (o semivariograma en sentido estricto) se calcula a partir de los datos experimentales mediante la expresión

$$\gamma^*(h) = \frac{1}{2NP(h)} \sum_{l=1}^{NP(h)} \{Z(x_l + h) - Z(x_l)\}^2$$

siendo,

$Z(x_i)$ - los datos experimentales, $NP(h)$ – Número de parejas distantes h , h – paso del variograma y x_i – puntos experimentales.

El comportamiento de la función variograma sintetiza la estructura de variabilidad/correlación del fenómeno estudiado.

En su estudio cabe analizar los siguientes aspectos:

- Zona de Influencia o Alcance

El aumento del valor de $\gamma(h)$ con el incremento de h refleja el grado de influencia de un dato sobre otro.

Para los fenómenos estacionarios el valor del variograma crece hasta un valor límite denominado **meseta** a partir del cual la función se hace estacionaria. A su correspondiente valor de h se le llama **alcance**, y representa la distancia para la cual no existe correlación entre $Z(x)$ y $Z(x+h)$.

Existen bastantes fenómenos cuya variación espacial es no estacionaria, para los cuales el variograma crece por encima del valor de la meseta (figura 3.11). Del estudio de variables no estacionarias se ocupan las Funciones Aleatorias Intrínsecas de Orden K que se comentarán más adelante.

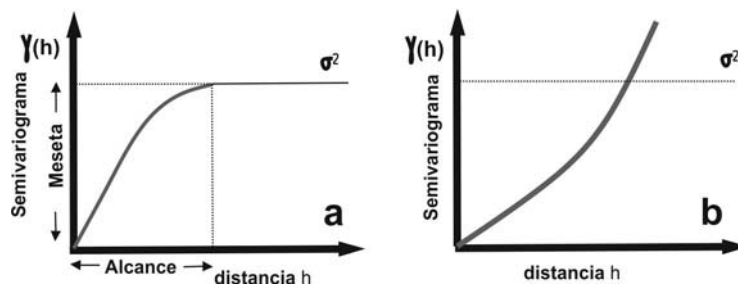


Figura 3.11. Variogramas en el caso estacionario y no estacionario

El valor de la meseta coincide en teoría con la varianza experimental de los datos. A estos variogramas caracterizados por un valor de la meseta y del alcance se les suele denominar modelos de transición, en los cuales las distintas realizaciones de las variables estudiadas presentan una fuerte autocorrelación para distancias iguales o menores al valor del alcance. El alcance tiene un sentido físico definido de gran utilidad en la práctica. Representa el valor límite para el cual existe correlación entre las variables, es decir, para valores inferiores o iguales a él existe continuidad física y por tanto, podría decirse que representan la “zona de influencia” de la variable estudiada (Journel y Huijbrets, 1978).-

- Comportamiento en el origen

El comportamiento en el origen de la función variograma constituye un claro revelador de la continuidad y regularidad espacial de la función aleatoria estudiada.

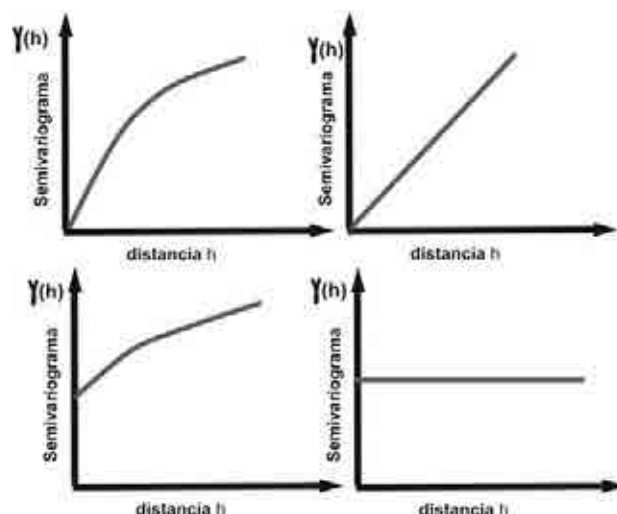


Figura 3.12. Comportamiento en el origen de la función variograma, a parabólico, b- lineal, c, discontinuidad en el origen y d- efecto pepita.

En orden decreciente de regularidad Delhomme (1976) distingue los casos representados en la figura 3.12, que incluyen comportamientos desde parabólicos hasta efecto pepita puro. Las discontinuidades en el origen caracterizan la influencia residual de aquellas variabilidades con rangos menores que las distancias de observación, y pueden deberse tanto a errores de medida como a microvariabilidades del fenómeno estudiado no accesibles a la escala de trabajo (Journel, 1975a)

El efecto pepita puro indica la inexistencia de correlación alguna entre las variables $Z(x)$ y $Z(x+h)$, al menos a la escala considerada, un ejemplo frecuente lo constituye la precipitación diaria.

-Anisotropías

Puede darse el caso, y de hecho es relativamente frecuente, de que una regionalización no presenta el mismo comportamiento en todas las direcciones, es decir, que no sea isotrópica. Esto es fácilmente detectable, los variogramas realizados en distintas direcciones presentarán comportamientos diferentes.

En la práctica, una anisotropía real supone la existencia de direcciones preferenciales en el momento de la génesis del fenómeno estudiado (Journel y Huitbrets, 1978).

Modelos de Variogramas

La función variograma debe ser definida positiva condicional a que

$$\sum_i \lambda_i = 0$$

Los variogramas experimentales deben de ajustarse a modelos teóricos que cumplan esta condición. Journel y Huitbrets (1978), Chiles y Delfiner (1999) o Webster y Oliver (2007) entre otros, presentan los modelos teóricos más usados en la práctica.

Estimación espacial: Krigeage Ordinario

En términos generales, el krigeage consiste en encontrar la mejor estimación lineal insesgada de una variable regionalizada teniendo en cuenta la información experimental disponible en la vecindad de la misma y la estructura de variabilidad espacial, representada por su variograma.

Esta información estará compuesta tanto por el conjunto de datos experimentales como por la información estructural (funciones variograma o covarianza) que caracteriza la variabilidad de los datos experimentales. El estimador de krigeage resulta de una ponderación lineal de los datos de la forma:

$$Z_0^{K_0} = \sum_i \lambda_i Z(x_i)$$

En la que los pesos λ_i se calculan de forma óptima, tal que la varianza de estimación resultante es mínima. Además, habrá de tenerse en cuenta no sólo la información estructural mencionada sino también la disposición geométrica de los datos considerados (vecindad de estimación).

Esta es la característica básica que diferencian el krigeage de los métodos de estimación tradicionales, como el método de triangulación, el de los polígonos de influencia, los métodos de spline..., que no tienen en cuenta la estructura de la variable regionalizada.

Se expone aquí una síntesis de los principios básicos que permiten la construcción del sistema de krigeage, así como algunas características del mismo. Para profundizar más en el tema es conveniente acudir a las obras de Matheron (1967), Journel y Huitbrets (1978) o Chiles y Delfiner (1999).

Si se dispone de una función aleatoria $Z(x)$ y de una realización de la misma $\{Z(x_i), i=1, \dots, n\}$ el problema que se plantea es encontrar el mejor estimador lineal insesgado Z_0^x de la cantidad desconocida Z_0 , tal que $Z_0^{K_0} = \sum_i \lambda_i Z(x_i)$, satisface las condiciones de insesgado y de varianza de estimación mínima. Desarrollando ambas condiciones en términos de variograma y minimizando la ecuación resultante bajo la condición de insesgado, se obtiene el sistema de ecuaciones del krigeage (Matheron, 1967),

$$\sum_j \lambda_j \bar{\gamma}(x_i, x_j) + \mu = \bar{\gamma}(x_i, V) \quad \forall i, j = 1, \dots, n$$

$$\sum_i \lambda_i = 1$$

formado por n+1 ecuaciones lineales con n+1 incógnitas (los n ponderadores y el parámetro de Lagrange μ).

La varianza de estimación se expresa,

$$\sigma_k^2 = \sum_i \lambda_i \bar{\gamma}(x_i, V) + \mu - \bar{\gamma}(V, V)$$

en donde

$\bar{\gamma}(x_i, x_j)$, expresa la variabilidad existente entre los datos experimentales x_i y x_j ,

$\bar{\gamma}(x_i, V)$, expresa la variabilidad entre el dato experimental x_i y el dato a estimar sobre el soporte V (punto, bloque...o cualquier volumen físico sobre el que se realice la estimación),

$\bar{\gamma}(V, V)$, expresa la variabilidad media del soporte V , y por tanto, en el caso de estimación puntual será igual a cero.

Todo lo expuesto hasta ahora corresponde con el caso de estimación de un fenómeno estacionario que no presenta deriva en los datos experimentales, sin embargo, la presencia de tendencias o derivas es bastante frecuente en Geología o en Ciencias Ambientales, en donde para muchas variables es imposible mantener una hipótesis de esperanza constante. Ejemplos usuales de variables que pueden presentar deriva se encuentran al analizar la piezometría de un acuífero con una dirección neta de flujo subterráneo, o la que se observa al analizar la distribución espacial ocasionada por un contaminante en un suelo.

Desde el punto de vista geoestadístico, el problema que se plantea es la modelización de la deriva y encontrar un modelo de estimación que la considere. Existen dos aproximaciones prácticas, el Krigeage Universal que se exponen sucintamente en este apartado, o la aplicación de la Teoría de Funciones Aleatorias Intrínsecas Generalizadas que se expondrá con más detalle en el siguiente capítulo.

Si $Z(x)$ es una función aleatoria No estacionaria, por definición la esperanza de esta FA es su deriva

$$E\{Z(x)\} = m(x),$$

y, como sugieren Journel y Huitbrets (1978), físicamente esta deriva representa la tendencia del fenómeno estudiado. Por tanto, la deriva expresa la variación continua y regular de la variable a la escala de trabajo considerada. Puede expresarse como la suma de un término residual $Y(x)$, estacionario, y de una deriva $m(x)$; ambos términos corresponden a la variabilidad a pequeña escala (los residuales $Y(x)$) y a gran escala (la deriva $m(x)$).

$$Z(x) = m(x) + Y(x)$$

en donde $Y(x)$ cumplirá

$$E\{Y(x)\} = 0, \forall x$$

es decir, será una función aleatoria estacionaria.

Una forma cómoda de interpretar la deriva $m(x)$ es suponer que esta puede representarse por un polinomio de bajo grado, o dicho de otra forma, puede escribirse como una combinación lineal de varias funciones conocidas ($f^l(x), l = 0, \dots, k$)

$$m(x) = \sum_{l=0}^k a_l f^l(x)$$

En donde los a_l son términos desconocidos a calcular. Sin embargo, si puede conocerse la forma de esta función, siendo las derivas lineales ($K=1$) o cuadráticas ($K=2$) las más empleadas en la práctica.

En esencia si descomponemos una función aleatoria estaremos considerando no las realizaciones de la VA $Z(x)$ sino sus incrementos sucesivos, siendo esta aproximación frecuentemente utilizada en el análisis de series cronológicas (Box y Jenkins, 1970). En suma contemplaríamos dos rangos de fluctuación, uno más local y otro general expresado por un polinomio de bajo grado que traduciría la tendencia general del fenómeno.

Aplicando la hipótesis intrínseca a estos incrementos se llega a la generalización de la misma. La construcción de diferencias sucesivamente crecientes posibilita la obtención de un orden determinado K que filtra la deriva y, por tanto, hace posible el proceso de estimación.

En esta exposición de la Teoría de Funciones Aleatorias Intrínsecas Generalizadas de Orden K (FAI- K) se obvian algunos aspectos puramente matemáticos de la misma en favor

de una visión más física e intuitiva, intentado resaltar la utilidad que la aplicación del método puede tener para la estimación de variables ambientales no estacionarias.

Generalización de la Hipótesis Intrínseca

La función variograma puede estimarse sin sesgo a partir de las diferencias cuadráticas de las muestras, de modo que estas diferencias de primer orden filtran una constante. Sin embargo, para fenómenos no estacionarios no es suficiente con filtrar constantes de tal modo que la teoría de FAI-K centra su atención en los incrementos y no en la variable en sí misma, buscando asimismo la estacionaridad de estos incrementos.

Delfiner (1982) demuestra que los procesos que tengan diferencias estacionarias de primer orden, también tendrán diferencias estacionarias de segundo orden y de órdenes sucesivamente crecientes, pero no a la inversa, un proceso puede tener diferencias estacionarias de segundo orden sin que las de primer orden lo sean. Así, a medida que el orden de las diferencias aumenta, se incrementa la clase de funciones con diferencias estacionarias de ese orden y para algún orden dado se encontrará un modelo que ajuste los datos experimentales. Este proceso de diferenciación hasta alcanzar la estacionaridad se conoce en el ámbito del análisis de series temporales como la aproximación de Box y Jenkins y culmina con la obtención de la función Covarianza Generalizada $K(h)$

$$E\{Z_\lambda(x)^2\} = K(h)$$

Este es el postulado, en esencia, de la Hipótesis Intrínseca Generalizada.

De todo lo anterior puede deducirse que en realidad se trata de aplicar la Hipótesis Intrínseca Generalizada de igual forma que se aplica la Hipótesis Intrínseca en el krigeage simple y, en general, en los modelos intrínsecos.

Starks y Fang, (1982) proponen realizar un krigeage sobre un conjunto de datos utilizando para ello la función estructural denominada covarianza generalizada.

Una Función Aleatoria Intrínseca de Orden K (FAI-K) es una función aleatoria cuyos incrementos de orden K son levemente estacionarios (o estacionarios en sentido débil), o dicho de otra forma, si tenemos un conjunto de ponderadores λ_i que satisfacen las condiciones anteriormente expuestas para los IG-K, la función aleatoria

$$Z_\lambda(x) = \sum_i \lambda_i Z(x_i + x)$$

Será una FAI-K si tiene media y varianza independientemente del valor de x (Delfiner, 1982).

Matheron (1971) demostró que $K(h)$ viene dada por un polinomio de grado menor o igual a dos veces K que satisface las condiciones para ser un Incremento Generalizado de ese orden.

De igual forma que en el caso estacionario, considerando funciones aleatorias intrínsecas y la covarianza generalizada como útil estructural básico, es posible el desarrollo del proceso de inferencia estadística mediante la construcción de un sistema de ecuaciones lineales que cumplan las dos condiciones que definen el krigeage: estimador insesgado y varianza de estimación mínima.

Construcción de modelos de Covarianza Generalizada

Tanto el estimador de krigeage como la varianza de estimación dependen directamente de la covarianza generalizada $K(h)$ y del orden k de la deriva, y ambas deberán de obtenerse a partir de los datos disponibles, de las diferentes realizaciones de la variable considerada.

$K(h)$ dependerá del orden k de la deriva y será definida positiva (Matheron, 1973), habiéndose propuesto un modelo polinomial isótropo (Delfiner, 1976) de la forma

$$K(h) = \sum_{p=0}^k a_p (-1)^{p+1} |h|^{2p+1}, \text{ si } h = x_i - x_j$$

en donde los coeficientes a deben cumplir determinadas restricciones (Delfiner, 1976, y Chiles y. Delfiner, 1999). Para obtener finalmente el modelo de covarianza generalizada deberá determinarse el orden K de la deriva y los coeficientes de $K(h)$.

Para seleccionar finalmente el o los modelos óptimos suelen utilizarse simultáneamente dos criterios (Starks y Fang, 1982), el cálculo del error cuadrático reducido medio, y del llamado estimador de jacknife (Gray y Schucany, 1972).

Puede utilizarse un procedimiento más exhaustivo (Castro, 1987) que constituye un proceso de validación cruzada (Chica, 1987) para evitar el caso relativamente frecuente en el que se obtienen varios jacknife comparables para diferentes modelos. Para cada modelo y para los diferentes órdenes de la deriva K se realiza un krigeage puntual de los datos experimentales, no interviniendo el dato concreto a estimar y calculándose los estadísticos clásicos de uso frecuente en aplicaciones de cualquier metodología de estimación. Estos incluyen el error medio (ME), el error medio cuadrático (MSE), el error medio absoluto (MAE), la suma de errores medios cuadráticos (RSS) y el error cuadrático medio normalizado (MSSE), cuyas expresiones son las siguientes:

$$ME = \frac{1}{n} \sum_{i=1}^n (S_i - O_i) \quad MSE = \frac{1}{n} \sum_{i=1}^n (S_i - O_i)^2$$

$$MAE = \frac{1}{n} \sum_{i=1}^n |S_i - O_i| \quad RSS = \sum_{i=1}^n (|S_i - O_i|)^2$$

$$MSSE = \frac{1}{n} \sum_{i=1}^n (S_i - O_i) / \partial^2$$

Tabla 3.2. Estadísticos utilizados en el proceso de validación cruzada, S, dato estimado o simulado, O dato observado y ∂ , varianza.

La razón de que se calculen los estadísticos MAE y RSS radica en el hecho de que para algunos modelos se pueden obtener resultados que subestiman la realidad, resultando así valores negativos de la diferencia valor estimado-valor real. Como quiera que esto pueda ocurrir para una porción relativamente importante de datos, pero raramente a menos que la bondad del modelo deje mucho que desear, para la totalidad, el resultado final puede ser un error absoluto cercano a cero, dando así una idea falsa acerca de la calidad del modelo. De igual manera podría razonarse para el caso de sobreestimación de datos estimados. De esta forma, los estadísticos MAE y RSS dan una idea más clara de la bondad del modelo estudiado. De otra parte, el error cuadrático medio normalizado debe ser lo más próximo a la unidad siendo quizás el criterio de selección más claro a la hora de seleccionar resultados.

Aplicación de las FAIK's

Para la aplicación de esta metodología se ha contado con el programa Faipack (Bruno y Raspa, 1994). El programa está elaborado en Fortran 77 y permite el tratamiento de datos con objeto de obtener modelos de covarianza generalizada de acuerdo con la teoría expuesta.

Modelos Polinomiales de K(h) FAIPACK		
Deriva	K	Modelo
Constante	0	$K(h) = c\delta - a_0 h $
Lineal	1	$K(h) = c\delta - a_s h^2 \ln(h) + a_1 h ^3$
Cuadrática	2	$K(h) = c\delta - a_s h^2 \ln(h) + a_1 h ^3$
Restricciones:		
En \mathbb{R}^1		$c \geq 0, a_0 \geq 0, a_1 \geq 0, a_s \geq -(24/\pi a_0 a_1)^{1/2}$
En \mathbb{R}^2		$c \geq 0, a_0 \geq 0, a_1 \geq 0, a_s \geq -3/2(a_0 a_1)^{1/2}$
En \mathbb{R}^3		$c \geq 0, a_0 \geq 0, a_1 \geq 0, a_s \geq -8/\pi(a_0 a_1/3)^{1/2}$

Tabla 3.3. Modelos de Covarianza Generalizada utilizados por el programa Faipack (Bruno y Raspa, 1994)

El método utilizado para la determinación del grado k se basa en calcular los puntos conocidos desde otros puntos de un área de reconocimiento para varios supuestos de grado k, seleccionando el mejor k sobre la base de la comparación de los errores de estimación. Se consideran suficientes las áreas de reconocimiento con 15-20 puntos. Los datos se pueden organizar de manera que cubra uniformemente el área de reconocimiento, por ejemplo, por octantes y por la distancia desde el centro.

Estos datos del área de reconocimiento se interpolan en la superficie polinomial de grado k=0, 1, 2 ajustándose mediante el método de mínimos cuadrados. Así en cada punto en el que existe dato Z (xi) se obtiene un valor estimado Pk(xi) igual al valor asumido para cada superficie polinomial. De esta forma se calcula en cada punto experimental el error de estimación Z (xi)-Pk(xi) el cual se demuestra que es una medida autorizada para el orden k.

La determinación del orden k se puede basar en la minimización del error. Pero el error cuadrático medio es muy sensible a los valores extremos, un solo dato muy elevado puede llevar a conclusiones erróneas sobre el resto de los datos. Un mejor criterio operativo puede ser el que se basa en la estructura de los errores y el análisis de su rango. Para cada medida se considera tres errores y dependiendo de su valor relativo se elige el grado k que minimiza el rango promedio. Aunque se busca el acuerdo entre los dos criterios (error cuadrático medio y rango medio), la norma es escoger el menor rango de k. Además se calcula el jackknife de forma similar a como se explicó anteriormente.

4. 2. Otros métodos de estimación no lineal.

Krigeage Lognormal

Como es sabido, la función variograma es muy sensible a los datos con elevado sesgo positivo y con funciones de distribución alejadas de la normalidad (Webster y Oliver, 2007). La presencia de valores extremos elevados puede contribuir de manera significativa en el cálculo de las diferencias cuadráticas. Suele aplicarse en estos casos una transformación logarítmica cuando tal transformación acerca la función de distribución a la normalidad hablándose en este caso de krigeage lognormal. Se utilizan entonces los logaritmos de los datos, calculándose el variograma y realizando el krigeage (ordinario o simple) sobre estos datos transformados. La transformación inversa será de la forma

$$Z_{SK}(X_0) = \exp\{Y_{SK}(X_0) + \sigma_{SK}^2(X_0)/2\}$$

Siendo $Y_{SK}(X_0) = \ln Z(x)$, para el caso del krigeage ordinario

$$Z_{OS}(X_0) = \exp\{Y_{OK}(X_0) + \sigma_{SK}^2(X_0)/2 - \psi(X_0)\}$$

Donde $\psi(X_0)$ representa el parámetro de Lagrange.

La varianza de estimación vendría dada por

$$\text{var}_{OS}[Z(X_0)] = \mu^2 \exp(\sigma_{SK}^2) [1 - \exp\{-\sigma_{SK}^2(X_0)/2\}]$$

siendo μ la media de $Z(X)$, no conocida, motivo por el cual no podemos obtener la transformación inversa de la varianza de estimación (Webster R., M.A. y Oliver M.A. (2007).

Krigeage de indicatrices

Otras de las técnicas utilizada ha sido el krigeage de indicatrices, especialmente indicado cuando nuestra muestra presenta muchos valores por debajo del límite de detección de la técnica utilizada (valores iguales a cero en una población censurada), cuando

el histograma presenta un fuerte asimetría, o cuando existen ciertas clases mejor conectadas espacialmente que otras (Goovaerts, 2009).

Frecuentemente las muestras presentan pocos valores muy elevados (puntos caliente o *hot spots*) acompañados de otros iguales a cero (muestra censurada, valores por debajo del límite de detección). Esta situación afectará claramente al modelo de distribución espacial, y por tanto, a la estimación que hagamos a partir de esa muestra. Para solucionar este problema que generalmente se manifiesta con histogramas fuertemente sesgados y positivos (por ej. emisión de gas de vertedero) se han desarrollado diversas aproximaciones (Saito y Goovaerts, 2000). La más frecuente consiste en recurrir a una transformación de los datos (transformación lognormal, utilizando raíces cuadradas o cúbicas, de tipo Box-Cox convolución gaussiana...), sobre estos datos transformados se realiza el análisis estructural y la estimación posterior, cuyos resultados son transformados mediante la función inversa.

No obstante la transformación en realidad no resuelve completamente el problema, en primer lugar porque no existe garantía alguna de que la muestra transformada siga una distribución normal (Deutsch y Journel, 1998) salvo para el caso de la convolución gaussiana, e incluso en este último caso existe cierta subjetividad a la hora de establecer el orden de los datos con igual valor (operación necesaria a lo largo del proceso de transformación) (Goovaerts, 2009). Finalmente la transformación inversa final puede introducir sesgos elevados si no se realiza de forma correcta, suele comentarse el caso de la transformación lognormal cuya transformación inversa no es una simple exponenciación, como se comentó anteriormente.

Otra forma de atenuar el impacto de los valores elevados consiste en usar estadísticos más robustos. La aproximación no paramétrica denominada krigeage de indicatrices se encuadra en esta categoría (Journel, 1983; Goovaerts, 2001). La idea básica es discretizar el rango de variación de la variable utilizando un conjunto de valores de corte como pueden ser los cuartiles o deciles del histograma, límites admisible o tolerables...o en el caso de contaminantes, límites legales o límites de detección, transformando cada observación en un vector que no sobrepasa el valor de cada límite. Se aplica krigeage al conjunto de indicatrices obteniéndose valores estimados que forman una función condicional de distribución acumulada.

La media o mediana de dicha distribución puede utilizarse como valor estimado de la variable considerada (Cattle et al., 2002; Goovaerts et al., 2005), es decir, la media de todos los valores de probabilidad obtenidos para los diferentes cortes aplicados que reconstruye la función de distribución en cada punto, lo que permite calcular valor estimado y la varianza de estimación denominadas en bibliografía los valores estimados de tipo e- e-

type estimates - y la varianza condicional. Según Goovaerts et al., 2005, la ventaja de esta aproximación radica en que provee de una medida de la incertidumbre asociada a los datos mientras que la varianza de kriging depende únicamente de la configuración de los datos y del modelo de semivariograma empleado.

La pérdida de información que acompaña el paso a indicatrices de los datos puede verse compensada usando cokriging más que kriging de indicatrices (Goovaerts, 2009), sin embargo la práctica indica que las ventajas son escasas (Goovaerts, 1984; Pardo-Iguzquiza, 2005) debido a que los valores acumulados de las indicatrices aportan una información sustancial entre cortes disponible en todas los puntos de muestreo. Asimismo puede recurrirse a la utilización de un número elevado de cortes para aumentar la resolución de la función de distribución (Goovaerts, 2009). Una desventaja frecuentemente señalada del método radica en la carga de trabajo que conlleva el establecer múltiples cortes y modelizar los correspondientes variogramas con riesgo de que las probabilidades estimadas salgan fuera del intervalo 0-1, para evitar esto Deutsch y Lewis (1992) recomiendan el uso de un número de cortes entre 9 y 15. Para asegurar la existencia de al menos un dato por corte Goovaerts (2009) propone el uso de cortes adaptativos locales y el semivariograma de la media (Saito y Goovaerts, 2000). Una vez construida la función condicional de distribución acumulada debe completarse (interpolación o extrapolación) para obtener una función continua mediante el uso de funciones lineales (Gslib Deutsch y Journel, 1998, SGeMS, Remy et al., 2008), Goovaerts utiliza el histograma acumulado para completar la función. Se ha utilizado el código AUTO-IK (Goovaerts, 2009).

5. Análisis de series temporales.

5. 1. Análisis Correlatorio y Espectral (ACE).

El análisis correlatorio y espectral ha sido ampliamente utilizado durante las últimas décadas para el tratamiento de series temporales en hidrología, especialmente en hidrogeología de acuíferos kársticos. Su principal ventaja radica en que considera la totalidad de los datos disponibles siendo aplicable en el dominio temporal (análisis correlatorio) y en el dominio de las frecuencias (análisis espectral).

Se trata de una metodología desarrollada con fines inferenciales (Jenkins y Watts, 1968) posteriormente puesta a punto por Mangin (1975, 1981 a y b, 1984) para el estudio de sistemas kársticos. Durante las últimas décadas se ha generalizado su uso para el estudio de acuíferos carbonáticos llegando a aplicarse muy esporádicamente al caso concreto de vertederos (Gómez, 1997).

De forma similar al caso de los acuíferos kársticos, la aplicación de estas metodologías a series de precipitación y caudales de lixiviados producidos por vertederos, tanto de forma simple como cruzada, aportará información relativa al comportamiento del vertedero, es decir, el efecto modulador del vaso de vertido sobre la precipitación y por tanto, de algunas de las características y del funcionamiento del vertedero concreto.

Fundamentos teóricos.

Se detalla de forma muy breve el tratamiento matemático y las principales características de cada uno de los dominios en que se aplica. Un desarrollo más profundo puede encontrarse en los trabajos de Mangin (1975, 1984).

La aplicación del análisis correlatorio y espectral a series de datos de cualquier variable permite identificar la estructura y componentes de los mismos. Esta metodología permite obtener información para sucesos cuya periodicidad esté comprendida entre el doble del paso del tiempo utilizado (k) y un tercio de la longitud de la serie (m). El correlograma de una serie de datos es la función autocorrelograma de una crónica finita, pone de manifiesto la dependencia entre las observaciones de la crónica para intervalos de tiempo sucesivamente mayores; por tanto traduce el efecto memoria: el correlograma decrece tanto más rápido cuanto menos inercial es el proceso que lo genera. El correlograma, r_k , puede expresarse mediante la fórmula propuesta por Jenkins y Watts (1968):

$$r = \frac{C_k}{C_0} \text{ donde } C_k = n^{-1} \sum_{l=1}^{n-k} (x_l - \bar{x})(x_{l+k} - \bar{x})$$

r es el valor del correlograma, k es el tiempo de paso que varía entre 0 y m (ventana de observación). Mangín (1984) propuso cuantificar el efecto memoria como el valor de k correspondiente a un valor del coeficiente de correlación $r=0,1-0,2$, valor que se obtiene directamente del correlograma, y que en el caso de los acuíferos kársticos está ligado a las reservas reguladoras, por lo que servirá para comparar la importancia de esta entre distintos acuíferos, o entre diferentes vasos de vertido.

El espectro de densidad de varianza es la transformada de Fourier del correlograma simple y permite descomponer la varianza total de una crónica en función de la frecuencia.

La expresión analítica del espectro de densidad de varianza utilizada (S_f) es la propuesta por Jenkins y Watts (1968):

$$S_f = 2 \left[1 + 2 \sum_l^m D_k r_k \cos 2\pi F k \right]$$

Donde k es el tiempo de paso y $F=j/2m$ con $j=0,1, 2, 3, \dots, m$. D_k es un filtro de r_k impuesto por la transformada de Fourier. El filtro que mejor se adapta el el denominada TukeyII (Mangin, 1984).

$$D_k = (1 + \cos \pi k/m)/2$$

El espectro de densidad de varianza permite detectar las diferentes componentes periódicas y las tendencias existentes en la crónica de datos, permite asimismo determinar (Mangin, 1984), la frecuencia de corte, a partir de la cual es espectro no aporta información (mayor frecuencia que contiene información) y el tiempo de regulación, o valor del espectro para $f=0$. Define la duración de la influencia del valor de la señal de entrada en el sistema y está ligada a la importancia de las reservas.

La variable precipitación puede considerarse una variable aleatoria y constituye la principal función de entrada. La aplicación del análisis correlatorio y espectral, de forma cruzada mostrará la relación causa-efecto entre lluvia y caudal (correlograma cruzado) y permitirá conocer la respuesta impulsional del sistema, esto es el hidrograma unitario del vertedero.

En el dominio frecuencia, debido a que el correlograma cruzado no es simétrico para los valores positivos y negativos de k , el espectro resultante se expresa mediante un número complejo definido por la función amplitud cruzada (S_{xy}) y la función de fase (F_{xy}). La primera representa la respuesta impulsional en el dominio de las frecuencias y pone de relieve la capacidad de filtro del sistema. La segunda muestra el desfase entre precipitaciones y

caudales para cada frecuencia. La función $t = \frac{\theta}{2\pi f}$ permite calcular este desfase, siendo t =días, θ =radianes y f =frecuencias.

A partir de los anteriores se pueden calcular las funciones de coherencia (C_{xy}) y ganancia (G_{xy}). La función coherencia indica la correlación existente entre las variaciones periódicas del caudal y la precipitación; por tanto da cuenta de la linealidad del sistema en el dominio frecuencial. Una ausencia de linealidad puede suponer la existencia de desfases importantes o la existencia de entradas y salidas que influyen en el comportamiento del sistema. La función ganancia expresa la amplificación ($G_{xy}>1$) o atenuación ($G_{xy}<1$) de la señal de entrada imputable al vaso de vertido.

La aplicación de esta metodología se basa en el carácter aleatorio de la función de entrada, de forma tal que, la función salida tendrá dos componentes, una componente aleatoria debida a la señal de entrada y una componente estructural relacionada con la organización del sistema y, en consecuencia, responsable de la regulación de la señal de entrada. El objetivo básico del análisis correlatorio y espectral será poner de relieve esta segunda componente estructural (caudales) a partir del análisis de las funciones aleatorias (precipitaciones) en el que el vertedero se comporta como filtro entre ambas señales.

Utilizando las premisas propuestas por Mangin (1981 a y b) para los sistemas carbonáticos y aplicándolas a los vertederos pueden diferenciarse dos situaciones extremas. Los vertederos deficientemente drenados atenuarán las variaciones de la precipitación a corto plazo a favor de fuertes variaciones estacionales. El sistema filtrará fuertemente la señal de entrada, mostrando una gran inercia. Este elevado poder regulador hará posible la existencia de fuertes reservas o acumulaciones de lixiviados. Los correlogramas correspondientes mostrarán caudales tendidos, con efecto memoria y tiempo de regulación elevados. En el dominio frecuencial se filtrarán las altas frecuencias (variaciones a corto plazo), y se amplificarán las bajas frecuencias correspondientes a variaciones a largo plazo (banda espectral estrecha).

Asimismo, para los vasos de vertido con drenaje bien organizado, el efecto filtro será mucho menos patente por lo que mostrarán un comportamiento mucho menos inercial y poca memoria, lo que implicará la existencia de escasas acumulaciones. Los correlogramas presentarán pendientes acusadas y, en el dominio de las frecuencias, el tiempo de regulación será muy corto (banda espectral ancha).

5. 2. Análisis de caudales clasificados.

De forma similar a como el análisis correlatorio y espectral pueden ser aplicados a los vertederos, el análisis de caudales clasificados puede asimismo aplicarse a este mismo ámbito. La existencia de varias formas de circulación dentro de un vaso de vertido puede condicionar el caudal drenado a través del sistema de drenaje de los lixiviados, poniéndose esto de manifiesto por la existencia de correlación en la repetición de caudales de distinta magnitud.

La curva de caudales clasificados en el caso de un vertedero representará el porcentaje de días del periodo considerado en los que el caudal drenado tiene un valor igual o inferior a uno dado. Por tanto, expresará la mayor o menor regularidad de los caudales drenados por el vertedero concreto, es decir la frecuencia con que se presenta un determinado caudal (Custodio y llamas, 1976) La probabilidad de que se produzca un determinado caudal vendrá dada por el cociente entre su frecuencia y el número de días considerados.

La relación entre la probabilidad y el caudal será diferente según el sistema acuífero considerado (Mangin, 1971 y 1975) pudiéndose aplicar el mismo razonamiento a los vertederos. Los cambios en la pendiente de la curva de caudales clasificados indican cambios en la velocidad de aumento o disminución de los caudales que pueden ser debidos a diferentes orígenes. Un aumento de la pendiente representa un incremento del porcentaje de los caudales para un cierto número de clases, por tanto una variación más lenta del drenaje para esas clases, en situación de crecida podría suponer el drenaje del vaso a través de zonas de circulación no habituales, y en decrecida el consumo de acumulaciones de lixiviado. La disminución de la pendiente representará una disminución más rápida de los caudales para ciertas clases, lo que podría corresponder a la entrada de aportes externos en situación de crecida y a la existencia de fugas o pérdidas fuera del vaso en situación de decrecida.

5. 3. Aplicación de la transformada de wavelet

Introducción

Como ya se ha visto, frecuentemente, las series de tiempo son objeto de diversas transformaciones que tienen por objeto obtener más información que aquella extraíble directamente, la más conocida es la transformada de Fourier. Esta permite descomponer una señal en sus componentes sinusoidales para diferentes frecuencias, es decir, se pasa del dominio del tiempo al de la frecuencia, pero esto conlleva pérdida de información en lo

relativo al tiempo. Una vez conocido el espectro de frecuencias de una serie, resulta imposible determinar cuando ocurre un determinado evento o cuando está presente una determinada frecuencia. Si se trata de series estacionarias, esta desventaja resulta poco importante, pero lo normal es que la mayor parte de las series temporales en hidrología sean no estacionarias (y, con frecuencia, en esa falta de estacionalidad radica su interés). Para intentar paliar esto, Gabor adaptó la transformada de Fourier para analizar una parte de la señal en un determinado tiempo, por expresarlo de forma poco rigurosa, adoptando una especie de ventana conocida como STFT (Short Time Fourier Transform). Esta representa un compromiso entre el dominio del tiempo y el de la frecuencia, siendo posible determinar cuándo y a qué frecuencia ocurre un evento, o se detecta una periodicidad, sin embargo la adopción de un determinado tamaño para la ventana de observación común para todas las frecuencias, limita la precisión de los resultados. Existe abundante literatura en relación a estos aspectos como por ejemplo Fargue, (1992), Meyers et al. (1993), Lau y Weng (1995) y Torrence y Combo (1998).

Frecuentemente se hace necesario la adopción de técnicas más flexibles, como sintetiza la figura 3.13.

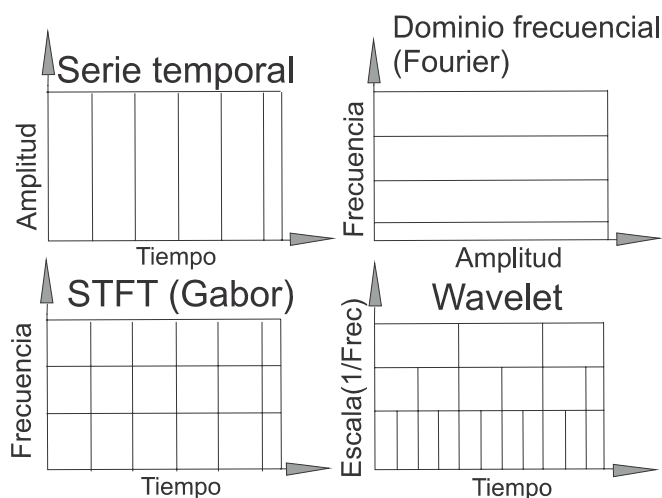


Figura 3.13. Representaciones espectrales en diferentes dominios.

La transformada de wavelet permite detectar componentes periódicas no estacionarias en una señal dada (Labat, 2010). La serie de datos se descomponen en pequeñas oscilaciones (wavelets) localizadas en el tiempo empleando dilataciones/contracciones y traslaciones de una función “madre”. En esencia, la serie se descompone en un número n de niveles (todos ellos representan la misma serie, pero en diferentes bandas de frecuencia). A partir de aquí puede realizarse una gráfica en tres dimensiones con un eje para el tiempo, otro para la frecuencia (escala) y otro para la amplitud (o magnitud de los coeficientes de la función wavelet), o en su versión en dos

dimensiones frecuencia/tiempo en ordenadas y abscisas (escalograma), y en color el valor de la función. En suma, el análisis de wavelet descompone la señal en una versión desplazada y escalada de otra señal madre, de ahí la importancia de escoger adecuadamente la wavelet madre que servirá como “filtros” o ventanas de paso (figura 3.14). Existen muchas familias de wavelets madre (figura 3.15), entre otras destacan la *Haar*, *Daubechies*, *Sombrero Mexicano*, *Morlet*, *Biortogonal*...

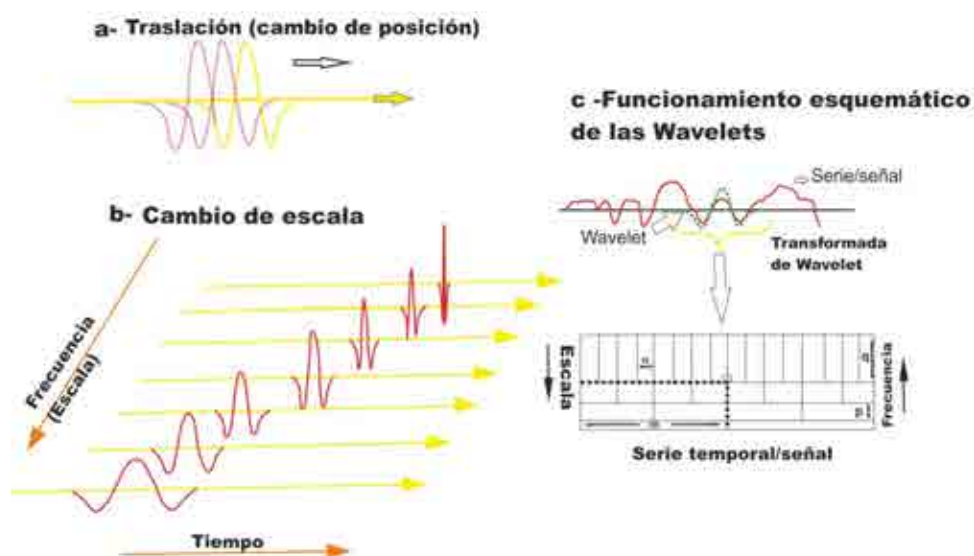


Figura 3.14. Esquema de funcionamiento de la transformada de wavelet. Nótese como para ventanas amplias (m) se aprecian frecuencias bajas (p) o escalas altas, si el valor de la traslación es bajo (n) las frecuencias que se aprecian son altas (escalas bajas) (q).

Para Graps (1995), las wavelet son funciones matemáticas que dividen o seccionan la serie de datos en diferentes componentes de frecuencia permitiendo estudiar cada uno de esos componentes con una resolución ajustada a su escala. Representan un avance respecto a métodos más tradicionales para analizar situaciones físicas con señales discontinuas y muy localizadas. La idea fundamental es analizar de acuerdo a una escala, esta escala (o resolución) es importante puesto que si analizamos en función de una escala pequeña veremos formas pequeñas, y si esta escala es mayor analizaremos formas mayores. Existe abundante bibliografía relativa a las bases teóricas y aplicaciones del análisis wavelet (Daubechies, 1990; Meyers et al., 1993 y 1994; Takeuchi et al., 1994, Torrence y Combo, 1998; Labat et al., 1999a, 1999b, 2000b y 2010, por citar algunas referencias).

Análisis de Wavelets

Hay dos clases de transformada, la CWT Continua (Continuum Wavelet Transform), más indicada que la discreta para extraer conclusiones de su análisis, y DWT discreta (Discrete Wavelet Transform), útil para compactar/comprimir datos y reducir ruidos.

La CWT sirve para analizar señales de frecuencias bajas, para localizar oscilaciones intermitentes en series temporales suele ser interesante examinar dos series juntas si se piensa que hay algún tipo de relación entre ellas (en la práctica aquellas zonas con el valor de la función elevado, coincidente y en fase).

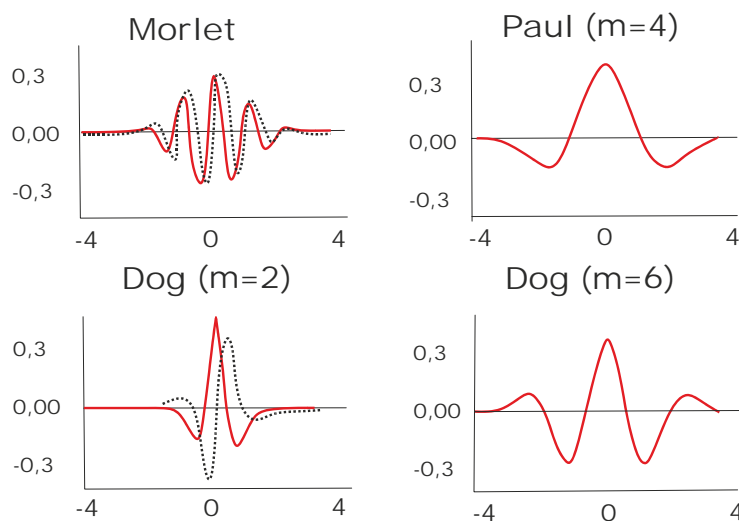


Figura 3.15. Wavelets “madres” de uso frecuente

La transformada de wavelet puede utilizarse para analizar series temporales que contienen señales no estacionarias en muchas frecuencias distintas (Daubechies, 1990). Si tenemos una serie temporal x_n , con paso homogéneo δt y $n= 0..N-1$, también existirá la función wavelet $\psi_0(\eta)$ que depende del parámetro adimensional η . Para ser asumible la media de la función debe ser 0, además debe ser localizable en los dominios del tiempo y de la frecuencia (Farge 1992). Un ejemplo frecuentemente utilizado es la función de Morlet, una honda plana modulada por una ecuación gaussiana

$$\psi_0(\eta) = \pi^{-1/4} e^{i\omega_0\eta} e^{-\eta^2/2},$$

siendo ω_0 la frecuencia (adimensional, frecuentemente se adopta el valor 6 para satisfacer las condiciones de admisibilidad).

La transformada continua de una serie temporal x_n se define como la convolución de x_n a través de una versión escalada (scaled) y movible (translated) de $\psi_0(\eta)$:

$$W_n(s) = \sum_{n'=0}^{N-1} X_n \psi^* \left[\frac{(n' - n)\delta t}{s} \right],$$

en donde ψ^* es la matriz conjugada compleja de ψ (normalizada). Al variar la escala s y haciendo una traslación a lo largo del tiempo n puede obtenerse un gráfico que muestre la amplitud en relación a la escala y como esta varía en el tiempo (Torrence y Combo, 1998), permitiendo localizar periodicidades intermitentes (Grinsted et al., 2004).

En el presente trabajo se utiliza el software propuesto por Grinsted et al., (2004), basado a su vez en los códigos originales de Torrence y Combo (1998), modificado en algunos aspectos para obtener la transformada global y adaptarlo a las necesidades de esta investigación. La función utilizada es la Morlet de orden 6 (por su buena definición en términos de frecuencia y tiempo), definiéndose el cono de influencia de acuerdo con la metodología expuesta por Torrence y Combo (1998), como aquella zona con efectos de borde significativos (y por tanto, no interpretable) como consecuencia del relleno de las series con ceros para obtener series con un número de datos igual a una potencia de dos. El nivel de significancia estadística se obtiene utilizando un proceso autorregresivo de primer orden (AR1) (Allen y Smith, 1996; Torrence y Combo, 1998).

Con frecuencia las series no presentan una distribución normal - la variable precipitación diaria es un buen ejemplo - por lo que suele recurrirse a una transformación de los datos. La experiencia demuestra que muchas series con distribución no normal generan resultados poco significativos e irrelevantes. Grinsted et al. Proponen una transformación de tipo percentual.

A partir de dos CWT, se construye una nueva transformada, la XWT (Cross Wavelet Transform), que expondrá las zonas comunes y en fase. En el espectro cruzado de la transformada de wavelet (XWT) el programa utilizado marca con flechas la existencia de fase (flechas hacia la derecha) o anti-fase (flechas hacia la izquierda), siendo posible cuantificar el ángulo medio total (en fase o anti-fase) y el ángulo medio para cada escala.

Además se define la función coherencia, WTC, entre dos CWT que puede mostrar coherencias significativas, aunque la función común no presente un valor elevado (Grinsted et al., 2004). Mide la correlación existente entre dos series en función de la frecuencia. Torrence y Webster (1998) la definen como una "representación precisa de la covarianza (normalizada) entre dos series temporales. En los escalogramas correspondientes se utiliza el sistema de flechas indicado. Se aplica el método de Monte Carlo para evaluar el nivel de significación estadística de los resultados (Torrence y Combo, 1998).

IV. ANÁLISIS ESPACIAL DEL COMPLEJO MEDIO AMBIENTAL DE VALSEQUILLO

1. Introducción y objetivos.

La infraestructura de aprovechamiento del gas de vertedero existente en el vaso nº 4 (V4) del CMA de Valsequillo, permitió obtener datos de calidad y cantidad de biogás. Para ello se realizaron varias campañas de medida que seguidamente se detallan, con el objeto de caracterizar la calidad del biogás, en lo que se refiere al contenido en metano, dióxido de carbono y otras variables. También se realizó la medida de flujo o emisión, tanto en los sondeos de desgasificación, como a través de la capa de cobertura. Los resultados recomendaron la adopción de varias actuaciones que permitieron incrementar el aprovechamiento, y por tanto disminuir la emisión del gas de vertedero a la atmosfera.

2. Sistema de desgasificación

En el citado vaso nº 4 se implantó un sistema de desgasificación y aprovechamiento del metano contenido en el biogás. Se dispuso de 38 sondeos de explotación/desgasificación que durante el año 2013 se amplió a 44 sondeos. Se trata de sondeos de 160 mm de diámetro de polietileno de alta densidad, con profundidades de entre 9 y 17 m en la masa de residuos. Cada sondeo se diseñó para un radio de influencia de 20 m. Presentan los tres metros superiores ciegos y el resto ranurado hasta el fondo (zona de admisión de gas). Inicialmente se perfora a 600 mm entubando a 160 mm y rellenando el espacio intermedio (zona de admisión de gas) con materiales procedentes de neumáticos fuera de uso al objeto de crear una zona inalterable al gas y/o lixiviados con suficientes huecos que permitan un drenaje óptimo del biogás. El cabezal del pozo dispone de un codo y reducción hasta 63 mm para unión con las tuberías de transporte, incorporando una toma de muestras.

Se realizaron diversas campañas de muestreo en el vaso nº 4 del Complejo Medio Ambiental de Valsequillo que seguidamente se detallarán. Inicialmente se realizaron medidas de la calidad del biogás (porcentajes de metano, CO₂, O₂, CO, H₂S) además de parámetros relativos al propio lixiviado como temperatura, nivel del lixiviado y otros. Aprovechando las tres campañas de medición se adoptó un patrón de muestreo de forma tal que las variables CH₄ y CO₂, O₂ fuesen objeto de varias mediciones (con un mínimo de 3 mediciones repartidas durante 40/50 minutos) para tener la posibilidad de calcular flujos a partir de las variaciones de concentración en el tiempo utilizando los sondeos como si de cámaras de flujo se tratase, realizando así una primera medida de la emisión directa desde

el vertedero a la atmósfera. Posteriormente, se realizaron tres nuevas campañas de muestreo utilizando cámaras de flujo estáticas para calcular la emisión que se produce a la atmósfera, a través de la capa de sellado del vertedero.

3. Técnicas de estimación empleadas

Como se indicó en el apartado correspondiente a objetivos, la naturaleza de los datos de calidad y emisión de biogás, fuertemente sesgados en el caso de las emisiones superficiales, recomienda la utilización de varias técnicas de estimación que permitan contrastar resultados con el objetivo final de seleccionar la mejor opción. Los métodos geoestadísticos permiten la estimación, no sólo de la variable estudiada sino que también permiten determinar la incertidumbre de la estimación, pudiéndose considerar como la mejor opción posible.

Como se mencionó en el capítulo III, el kriging es el método de estimación geoestadística que proporciona el “valor más probable” de la variable en un punto no experimental. Es un estimador lineal, insesgado y óptimo, del que existe una gran variedad de métodos cada uno de ellos adaptado a las diversas situaciones que se dan en los problemas de estimación espacial. Por un lado, los métodos de estimación, aplicables en estudios donde se requiere el conocimiento del valor más probable de la variable (p.e. piezometría) en un punto no experimental (estimación lineal, por ejemplo mediante kriging simple o kriging ordinario). Por otro, la estimación de una función de la variable en dicho punto, p.e. probabilidad de que supere un valor límite (estimación no lineal utilizando, por ejemplo, kriging de indicatrices) (Chica-Olmo, 1987, 2005). El kriging de indicatrices está especialmente indicado cuando la muestra presenta muchos valores por debajo del límite de detección de la técnica utilizada (valores iguales a cero en una población censurada), cuando el histograma presenta un fuerte asimetría, o cuando existen ciertas clases mejor conectadas espacialmente que otras (Goovaerts, 2009).

Se ha utilizado el código AUTO-IK (Goovaerts, 2009) que integra los códigos fuente de GsLib (Geostatistical Software LIBrary de la Universidad de Stanford, Deutsch y Journel, 1998) relativas a cálculo de semivariogramas y kriging de indicatrices, con un programa redactado en Fortran para modelización automática de semivariogramas (Pardo-Iguzquiza y Dowd, 2005), así como el software de referencia GeoEas (Englund y Sparks, 1992), el software FaiPack (Bruno y Raspa 1994), y SGeMS (Stanford Geostatistical Modeling Software, Remy; Boucher y Wu, 2006, 2009).

La consideración de la existencia de posibles derivas en la distribución espacial de las variables aconsejó la utilización de Funciones Aleatorias Intrínsecas de Orden K (FAI-K).

La Teoría de FAI-K considera, no las realizaciones de la función aleatoria sino sus incrementos sucesivos. La construcción de incrementos sucesivamente crecientes posibilita la obtención de un determinado orden K que filtra la deriva y, en consecuencia, posibilita la inferencia estadística, Matheron (1971 y 1973).

Muchas de las tablas de datos y algunas de las figuras correspondientes a este capítulo se han llevado al Anexo II con la intención de no hacer excesivamente tediosa su lectura.

4. Campañas de muestreo.

Se realizaron tres campañas de medida durante los días 23.03.2010, 27.04.2010 y 17.05.2010 (tabla 4.1), existiendo una primera toma de datos de 22.10.2009. La primera toma de datos citada realizada por el titular de la concesión administrativa incorporó la medida del pH en muestras extraídas de cada sondeo. En la misma tabla se exponen las fechas de muestreo correspondientes a las medidas de emisiones superficiales empleando cámaras de flujo. El aprovechamiento del gas de vertedero se inició el 11.11.2011, entrando en servicio el vaso nº 5 (no considerado en este trabajo) al inicio de 2012. La figura 4.1 muestra el aspecto “típico” de V4 en fase de desgasificación.



Figura 4.1. Aspecto del campo de gas de V4, en primer término sondeo de desgasificación y conducciones hacia la estación de regulación, se observan los medios adoptadas para la purga de agua colocada en la comba de las canalizaciones.

Campañas muestreo	fechas	variables medidas o calculadas
Medida directa en sondeos	22/10/2009	CH₄(%), CO₂(%), T(°), nivel(msnm), nzns(m), RCH₄/CO₂, H₂S(ppm), CO(ppm), pH
	23/03/2010	
	27/04/2010	
	17/05/2010	
Medida directa en sondeos	23/03/2010	CH₄, CO₂ y Biogás (flujo)
	27/04/2010	
	17/05/2010	
Medida con cámaras de flujo	17/03/2011	CH₄ y Biogás (emisión)
	17/01/2012	
	22/03/2012	

Tabla 4.1. Campañas de toma de datos en el vertedero V4 del Complejo Medioambiental de Valsequillo.

Si analizamos las tablas de estadísticos para las diferentes variables consideradas (tablas 2.1 y 2.2 y figuras 2.1 y 2.2 del Anexo II), se observa claramente que el contenido en metano es mucho más elevado en la primera fecha de la que se tienen datos (22.10. 09). Ello puede deberse a que es en esa época cuando se abren por primera vez desde su construcción (finales de 2008/principio de 2009) los sondeos de desgasificación para muestrear calidades. El venteo en pasivo en realidad no llegó a iniciarse puesto que los sondeos fueron convenientemente aislados y tapados hasta el inicio de su explotación. No obstante las operaciones de control y mantenimiento sí que propiciaron el venteo ocasional en pasivo durante varios meses, de ahí que las otras tres medidas posteriores den valores con concentración descendente en el tiempo. Por su parte, el dióxido de carbono muestra un comportamiento muy estable a lo largo del periodo de observación, mientras la relación CH₄/CO₂ (-R-) muestra, como es lógico, la misma evolución que el metano. Tanto el nivel del lixiviado como el espesor no saturado -o espesor seco- muestran un comportamiento bastante estable para el periodo considerado, debe de tenerse en cuenta que durante esta etapa invernal no suele bombearse con frecuencia, la aspersion del lixiviado es mucho menos efectiva que durante la época seca y, por tanto, se reduce el riego sobre la superficie del vertedero.

El nivel de lixiviado suele ser discontinuo en la mayor parte de los vertederos, presentando niveles colgados y acumulaciones dispersas a diferentes profundidades. En el caso del vaso nº 4 del Complejo Medio Ambiental de Valsequillo, su morfología, en forma cóncava, y el hecho de que se produzca acumulación durante la época de lluvias (aún cuando se riega durante todo el año mediante aspersion en superficie con el lixiviado procedente de los sondeos) hace que reciba una cantidad importante de lluvia directa. El carácter discontinuo del nivel se debe en parte a la continua producción de gas, la existencia de materiales poco permeables o impermeables (plásticos frecuentemente), y la existencia de

aire atrapado bajo algunos materiales. Todo ello hace que sea muy difícil dibujar un nivel continuo puesto que, aunque puede asimilarse a un acuífero, existe una gran heterogeneidad, lo que redundará en gradientes elevados y frecuentes niveles colgados. En realidad se miden los niveles que se alcanzan en cada sondeo procedentes de la circulación del lixiviado en su área de influencia a través de zonas de circulación preferencial (especialmente el área de admisión de cada sondeo). Estas zonas de circulación preferente son muy frecuentes en los vertederos, debido a la heterogeneidad de los residuos y a los sistemas de explotación que pueden incluir recubrimientos temporales o no, de naturaleza muy variable (desde arcillas hasta materiales procedentes de residuos de construcción y demolición). En la cartografía elaborada se observa como los niveles más elevados se corresponden con la zona de drenaje más cercana al pozo colector, que a su vez presenta los espesores secos menores.

En enero de 2014 se realizó una campaña de geofísica mediante tomografías eléctricas cuyos resultados se exponen más adelante y que aportan una nueva perspectiva de la variable nivel de lixiviado.

Las otras dos variables consideradas –monóxido de carbono y ácido sulfhídrico- si presentan fuertes oscilaciones dependiendo de la fecha considerada, cuestión esta relativamente frecuente en estos componentes minoritarios del biogás, por lo que, a efectos de análisis y tratamiento se consideró el promedio de todas las medidas disponibles.

La figura 2.3 del Anexo II muestra los diagramas de cajas y los histogramas de las diferentes variables, llama la atención el hecho de que parecen corresponderse con distribuciones normales o muy cercanas a la normalidad, salvo para los elementos minoritarios, con escasos valores atípicos y algunos –pocos- valores extremos (CO_2 y T). CO y H_2S sí muestran un claro sesgo positivo – ver histogramas - con algunos puntos atípicos (definiendo estos como los que están más allá de 1,5 veces el rango intercuartil – ancho de la caja en los gráficos) y algunos extremos (los que superan tres veces o más el rango intercuartil) (Davis, 1973).



Figura 4.2. Panorámica desde la esquina noreste del vertedero (V4). Se aprecian las estaciones de regulación y mantenimiento del campo de gas así como los sondeos y otras instalaciones para el aprovechamiento del biogás. En la zona este se aprecia el depósito de compost y lodos utilizado en la cobertura así como el encharcamiento ocasional producido por la aspersión.

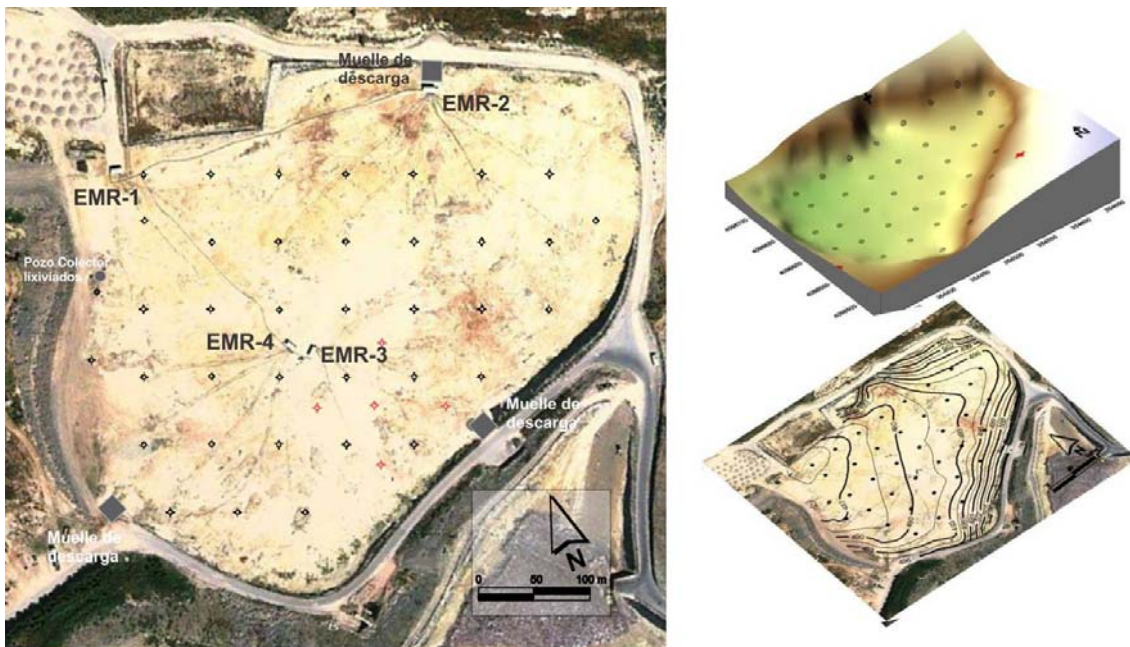


Figura 4.3. Ubicación de los sondeos en el vaso 4 del Complejo Ambiental de Valsequillo. También se muestran los muelles de descarga utilizados durante la explotación (a), el pozo colector de lixiviados (b) y las estaciones de regulación (d) del biogás captado, y topografía del vaso de vertido.

5. Variabilidad espacial: Variogramas

La Figura 4.3 presenta la ubicación de los sondeos de desgasificación, muelles de descarga y otras instalaciones auxiliares. En el ámbito espacial, la figura 4.4 presenta los variogramas experimentales y su correspondiente ajuste a modelos teóricos. Todos ellos se obtuvieron utilizando el programa estándar GeoEas (Englund y Sparks, 1992) realizando el ajuste por asentimiento.

Con el único objeto de no incorporar un exceso de datos y explicaciones que resten claridad a la exposición, sólo se incluyen aquellos variogramas considerados como más representativos. Para la variable CH₄ se observan alcances (A) que oscilan entre 80-110 m (la distancia entre sondeos es de 40 m) para las cuatro fechas así como para el valor medio de éstas. Se observa una buena estructura de correlación espacial; solamente para el 23.03.2010 el porcentaje de variabilidad explicado por la varianza (meseta (C)) es algo menor (79%) debido a la existencia de un efecto pepita (Co) mayor que en los otros muestreos.

En general se aprecia un buen ajuste del variograma teórico al experimental mostrando un comportamiento estacionario.

La variable dióxido de carbono también presenta una notable estructura de correlación espacial, el porcentaje de variabilidad estructurada explicado por la meseta (C) oscila entre el 82 y el 100%, solamente la medida del 17.05.10 presenta una componente aleatoria detectable, probablemente debida a la presencia de algún valor extremo puesto de relieve en el diagrama de cajas ya comentado.

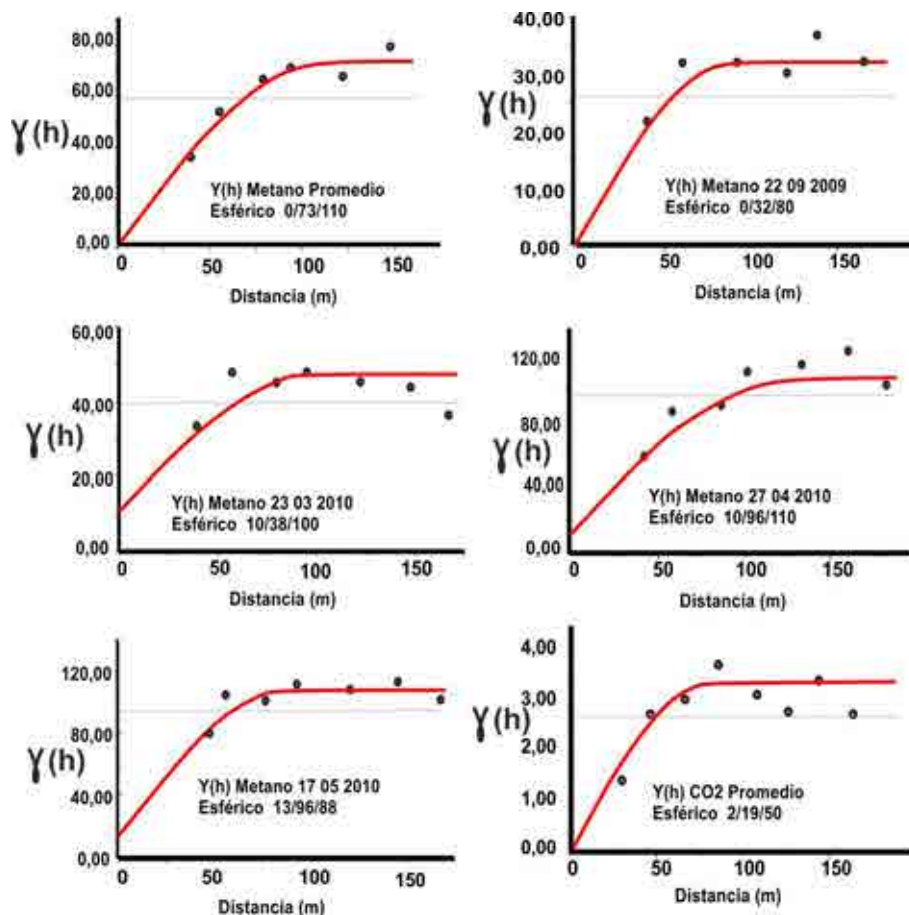


Figura 4.4. Variogramas experimentales y modelos ajustados (línea roja) para las variables CH₄ (cuatro fechas de medida y promedio) y promedio de CO₂ medidos en sondeos. La línea continua gris representa la varianza, la roja el modelo escogido.

La relación entre estas dos variables r (%CH₄/%CO₂) presenta como es lógico un comportamiento similar sirviendo como parámetro de contraste por seguridad en relación a ambos componentes, además de indicar la existencia de procesos de oxidación del metano o reducción del dióxido.

Para el pH, ácido sulfhídrico y monóxido de carbono se realizó el tratamiento de los valores medios (figura 2.4 del Anexo II). En el caso del pH sólo se disponía de una campaña de medida. Para los gases debido a su amplia variabilidad en el tiempo que genera las distribuciones ya comentadas con fuertes sesgos positivos se optó por considerar el promedio como valor más representativo. El pH suele utilizarse para detectar posibles descensos en la producción de metano, la existencia de valores bajos del pH ralentiza el proceso de metanogénesis y pueden ser indicativos de otros procesos. El H₂S es fuertemente corrosivo por lo que debe de tenerse en cuenta su concentración que puede llegar a ser condicionante en el proceso de explotación. El CO es un claro indicador de procesos de combustión incompleta por lo que su medición está especialmente indicada en vertederos de alta densidad con pocas cubiertas temporales (y frecuentes incendios).

A pesar de la dispersión que muestran estas variables, los variogramas obtenidos muestran un comportamiento relativamente estructurado y estacionario, especialmente en el caso de CO con alcances similares a los correspondientes al metano y componentes aleatorias (efecto pepita, Co) bajas.

La temperatura (figura 2.5 del Anexo II) presenta un porcentaje mayor de incertidumbre, con efectos pepita elevados especialmente en el promedio de las cuatro fechas con una componente aleatoria relativamente elevada. Los valores del variogramas experimental (figura 2.5 del Anexo II) muestran fuertes oscilaciones que indican una estructura de correlación espacial poco marcada, probablemente debido a la existencia de errores de medida y a la influencia de los valores del muestreo de 22.20.09.

El espesor no saturado presenta una estructura de correlación espacial más clara. El promedio muestra una componente aleatorio moderadamente baja ($Co=1,2$), el porcentaje de variabilidad que puede ser explicada por el modelo se eleva al 75%. Por su parte el nivel de lixiviado promedio presenta un comportamiento muy parecido al del espesor seco promedio, llama la atención el ajuste a modelos lineales para tres de las mediciones, habiendo sido estériles los intentos de buscar un modelo más estacionario, de tipo esférico o exponencial, que proporcione mejores resultados.

6. Validación cruzada y resultados obtenidos

Como se indicó en el capítulo relativo a la geoestadística, el proceso de validación final utiliza los estadísticos clásicos empleados en cualquier metodología de estimación, el error medio (ME), error medio cuadrático (MSE), el error medio absoluto (MAE), la suma de errores medios cuadráticos (RSS) y el error cuadrático medio normalizado (MSSE).

De todos ellos, el último es el que se ha tomado como principal referencia a la hora de seleccionar los diferentes modelos que luego se emplearon para el proceso de estimación. Como es sabido, todos estos parámetros deben ser lo más próximos posibles a cero, salvo el error cuadrático medio normalizado (MSSE) que debe aproximarse a la unidad. Además de los anteriores se utiliza el estimador de jackknife ya comentado en el capítulo dedicado a geoestadística.

Además de krigeage ordinario, se utilizó krigeage de indicatrices para la variable metano obteniéndose estadísticos con valores similares en cuanto a la validación cruzada y cartografías de estimación sensiblemente parecidas. Para las variables monóxido de carbono y ácido sulfhídrico se recurrió además de las anteriores a la utilización de funciones

aleatorias de orden K para considerar la existencia de posibles tendencias, todo ello con el fin de obtener cartografías de estimación lo más fiables posibles.

Los resultados de la validación cruzada muestran que los índices obtenidos mediante krigeage ordinario son bastante aceptables (tabla 4.2), cabe poner de relieve los datos correspondientes al 22.10.2009 para la variable metano, tanto para el krigeage ordinario como para el krigeage de indicatrices, el error cuadrático medio normalizado arroja valores relativamente alejados de la unidad ya sea por defecto o por exceso. Se trata de valores cuantitativamente elevados obtenidos tras un largo periodo sin venteo en el vaso de vertido, por lo que probablemente esta muestra resulte poco significativa en relación a la variable metano, incluso el resto de estadísticos son algo inferiores en relación a las otras fechas lo que parece apoyar lo expuesto; no obstante el valor del error cuadrático medio normalizado correspondiente al promedio de las cuatro fechas resulta bastante aceptable, algo mejor para el krigeage ordinario (0,86) que para el krigeage de indicatrices (0,72).

KO	mse	msse	me	rss	mae
ch ₄ m	30,96	0,86	0,13	1176,47	3,98
ch ₄ 22	13,50	0,57	0,47	499,56	2,82
ch ₄ 23	29,39	0,87	0,45	999,47	3,89
ch ₄ 27	47,07	0,77	0,68	1741,60	5,55
ch ₄ 17	54,39	0,65	1,56	1958,21	5,52
co ₂ m	13,83	0,59	0,65	511,67	3,23
co ₂ 23	1,75	0,85	0,06	59,81	0,99
co ₂ 27	1,94	1,10	0,08	71,82	1,17
co ₂ 17	64,59	0,72	0,98	2390,06	5,48
t m	51,27	0,81	1,03	1897,02	5,93
t 22	84,60	0,89	1,14	3130,41	4,28
t 23	29,73	0,72	0,80	1100,27	7,88
t 27	50,25	0,85	0,94	1859,44	5,95
t 17	38,97	0,97	0,62	1442,02	5,24
pH	0,81	0,72	0,05	29,90	0,75
CO m	2580,00	0,82	6,02	95486,00	38,61
H ₂ S m	1064,00	0,97	2,54	39375,00	25,76

KO	mse	msse	me	rss	mae
nlv m	3,80	0,91	0,16	140,44	1,72
nlv 22	2,55	1,01	0,04	94,60	1,32
nlv 23	2,94	0,83	0,17	108,94	1,53
nlv 27	5,33	0,87	0,21	197,25	2,01
nlv 17	4,11	0,88	0,18	152,18	1,80
r m	0,00	1,02	0,01	0,18	0,06
r 23	0,02	0,92	0,01	0,96	0,12
r 27	0,04	1,24	0,02	1,45	0,16
r 17	0,04	0,77	0,03	1,38	0,14
ens m	2,96	0,83	0,13	109,70	1,53
ens 22	1,92	1,15	0,09	71,33	1,21
ens 23	2,61	0,91	0,13	96,57	1,40
ens 27	4,83	0,95	0,15	178,77	1,87
ens 17	2,99	0,83	0,12	110,70	1,56

KI	mae	msse	me
ch ₄ m	3,72	0,72	0,36
ch ₄ 22	2,92	1,32	0,11
ch ₄ 23	3,85	0,95	0,03
ch ₄ 27	5,69	0,74	0,32
ch ₄ 17	5,61	1,03	0,54
co m	41,70	0,96	1,34
H ₂ S m	26,56	1,46	-1,90
Falk	mse	msse	me
co m	164,83	1,31	-12,83
H ₂ S m	442,52	1,48	21,04

Leyenda
mse – error cuadrático medio (mean square error)
me – error medio de estimación (mean error)
mae – error absoluto medio (mean absolute error)
rss – suma de errores medios cuadráticos (residual square sum)
msse – error cuadrático medio standarizado (mean square standar error)
KO- Krigeage Ordinario
KI – Krigeage de Indictrices
FAIK- Funciones Aleatorias Intrínsecas de Orden K

Tabla 4.2 Estadísticos representativos del proceso de validación cruzada para las diferentes metodologías (KO – krigeage ordinario, FAIK – Funciones Aleatorias Intrínsecas de Orden K) empleadas y para las tres fechas de muestreo más el promedio de estas.

Para el CO₂ los estadísticos obtenidos para la muestra promedio de las tres fechas disponibles son algo peores debido a la posible influencia de las acusadas asimetrías de la segunda y tercera medida, siendo esta última la que arroja peores estadísticos, además de la existencia de valores extremos en algunas de las campañas de medida.

La relación CH_4/CO_2 presenta un valor promedio con un error cuadrático medio normalizado muy cercano a la unidad (1,02) estando el resto de estadísticos muy cercanos a cero.

El proceso de validación cruzada para la variable temperatura presenta unos resultados muy homogéneos en todas las muestras, aunque el promedio quizás presente un error cuadrático medio normalizado que no es el mejor de las 5 muestras, sin embargo los otros estadísticos como el error medio de estimación o la suma de errores medios cuadráticos, son similares a las de las cuatro fechas. Lo mismo puede razonarse para el espesor seco de residuo.

La validación cruzada para la variable nivel de lixiviado promedio permite obtener unos resultados bastante aceptables, a pesar del ajuste de algunos de los variogramas experimentales a modelos lineales, menos estables que los modelos esféricos o gaussianos. La estimaciones para la variable pH también resultan aceptables (error medio de estimación de 0,05).

El proceso de validación cruzada para las variables monóxido de carbono y ácido sulfhídrico presentan valores bastante distintos. El kriging ordinario permite obtener los mejores resultados con un error cuadrático medio normalizado de 0,97 para la segunda variable, sin embargo para el CO el kriging de indicatrices parece superar al kriging ordinario (error cuadrático medio normalizado de 0,96 frente a 0,82), las funciones aleatorias dan resultados algo más pobres.

La tabla 4.3 muestra los modelos polinomiales seleccionados así como el orden de la deriva detectado, ambos se seleccionaron a partir de 9 modelos posibles en función del jackknife y de los resultados del proceso de validación cruzada. La calidad de los resultados hizo que se descartase la aplicación de transformaciones (por ejemplo logarítmicas o gaussianas) o de otras técnicas geoestadísticas.

Faik	Orden K	modelo		
		b0	b3	bs
CO m	2		0,0004	0,03
H ₂ S	1	96,82	0,0462	

Tabla 4.3. Modelos de Covarianza Generalizada para las variables CO y H₂S

cortes	Co	tipo Variograma	C	A
40,15	0,076	esférico	4,41	237,28
		exponencial	0,22	107,59
77,82	0,000	esférico	1,46	229,42
80,50	0,002	esférico	1,36	196,88
120,20	0,000	esférico	1,37	207,54
120,47	0,029	esférico	1,42	229,43
160,24	0,121	esférico	1,26	226,32
172,83	0,332	esférico	1,15	286,01
200,40	0,284	esférico	2,00	328,83

Tabla 4.4. Variogramas teóricos ajustados automáticamente por el programa auto-IK para las variables CO. Co-Efecto pepita, C-Meseta, A-Alcance

A partir de los modelos de variogramas y tras el proceso de validación cruzada que permitió determinar las mejores opciones, se procedió a realizar la estimación espacial mediante krigeage ordinario de todas las variables para las tres/cuatro campañas de medida, salvo para los componentes minoritarios (CO y H₂S) para los cuales se utilizó el valor promedio de las mediciones disponibles. Asimismo se utilizó krigeage de indicatrices para la variable metano con objeto de tener una segunda estimación, dada la importancia de esta variable para la adecuada gestión del biogás. Para los componentes minoritarios se utilizó, además de krigeage ordinario y de indicatrices (tabla 4.4), Funciones Aleatorias Intrínsecas de Orden K debido a su inicialmente difícil tratamiento al presentar un acusado sesgo y funciones de distribución muy alejadas de la normalidad (figura 2.6 del Anexo II). Las tablas 2.5 y 2.6 y las figuras 2.7 y 2.8 del Anexo II muestran los estadísticos correspondientes a las estimaciones.

Sintetizando las técnicas geoestadísticas utilizadas, se usó krigeage ordinario y krigeage de indicatrices para la variable metano, para el resto de variables se utilizó krigeage ordinario. Solamente para el monóxido de carbono y el sulfuro de hidrógeno se empleó, además de krigeage ordinario y de indicatrices, Funciones Aleatorias Intrínsecas.

7. Cartografías de estimación

El krigeage se realizó discretizando la superficie del vertedero en bloques de 10 por 10 m. con un radio de búsqueda de 74 m utilizando para la estimación un máximo de 16 datos y un mínimo de 8. El correspondiente mapa de incertidumbre (desviación estándar) acompaña todos los mapas de estimación.

La cartografía de las figuras 4.5 a 4.12 muestra los resultados obtenidos

7. 1. CH₄

El muestreo de 22.10.2009 muestra valores elevados de concentración (del 68% en promedio) con desviaciones estándar muy bajas (de 2,8 %) y el típico aspecto en ojo de buey (señalando la ubicación de los sondeos con errores mínimos). La cartografía muestra una zona central con valores elevados que no coincide con la zona de mayores espesores de residuos, a partir de la cual la concentración disminuye en todas direcciones. Para el muestreo del día 23.03.2010 el aspecto de la cartografía de errores es similar aunque se alcanzan errores algo mayores (valor medio del 3,5 %), mientras que la variable ha desplazado la zona de máximos (hasta del 75 %, con un valor medio de concentración en metano del 67 %) ligeramente hacia el norte. La zona con valores mínimos, ya perfilada en la fecha anterior, se emplaza hacia el sur de la anterior. Para el 27.04.2010 la situación que muestra el mapa es similar, aunque ahora aparecen valores algo menores (hasta mínimos del 48%) y parece repetirse con ligeras variaciones el 17.05.2010, en ambos casos los errores son bastante poco considerables (del 3 a 6 %).

El mapa de valores medios presenta una situación similar a los anteriores, los máximos se sitúan hacia la zona NE que, aunque no coincide con las máximas potencias de residuos, sí que parece ser la zona equidistante entre los tres muelles de descarga. En esta zona el residuo se encuentra más compactado al haber soportado mayores frecuencias de trasiego durante las operaciones de explotación. Los mínimos se sitúan en la zona sur coincidiendo con los espesores menores coincidiendo con el área de depósito de residuos voluminosos con escasa materia orgánica (valor medio de la variable del 61%). La cartografía de errores también muestra el típico aspecto en ojo de buey (errores del 3,6 %). Debe de tenerse en cuenta que la zona de mayor profundidad se sitúa al NW de vaso de vertido, pero también esta misma zona ha sufrido varios incendios que pueden haber consumido parte de la materia orgánica.

Para esta variable y de forma complementaria se aplicó el kriging de indicatrices obteniéndose el promedio de un número suficiente de cortes (Goovaert, 2001), el resultado es muy parecido (promedio del 58%) al obtenido para kriging ordinario aunque el mapa de errores presenta valores algo más elevados (de 4,6 % de media). Como ya se indicó, la idea básica es discretizar el rango de variación de la variable utilizando un conjunto de valores de corte, transformando cada observación en un vector que no sobrepasa el valor de cada límite. Se aplica kriging al conjunto de indicatrices obteniéndose valores estimados que forman una función de distribución condicional.

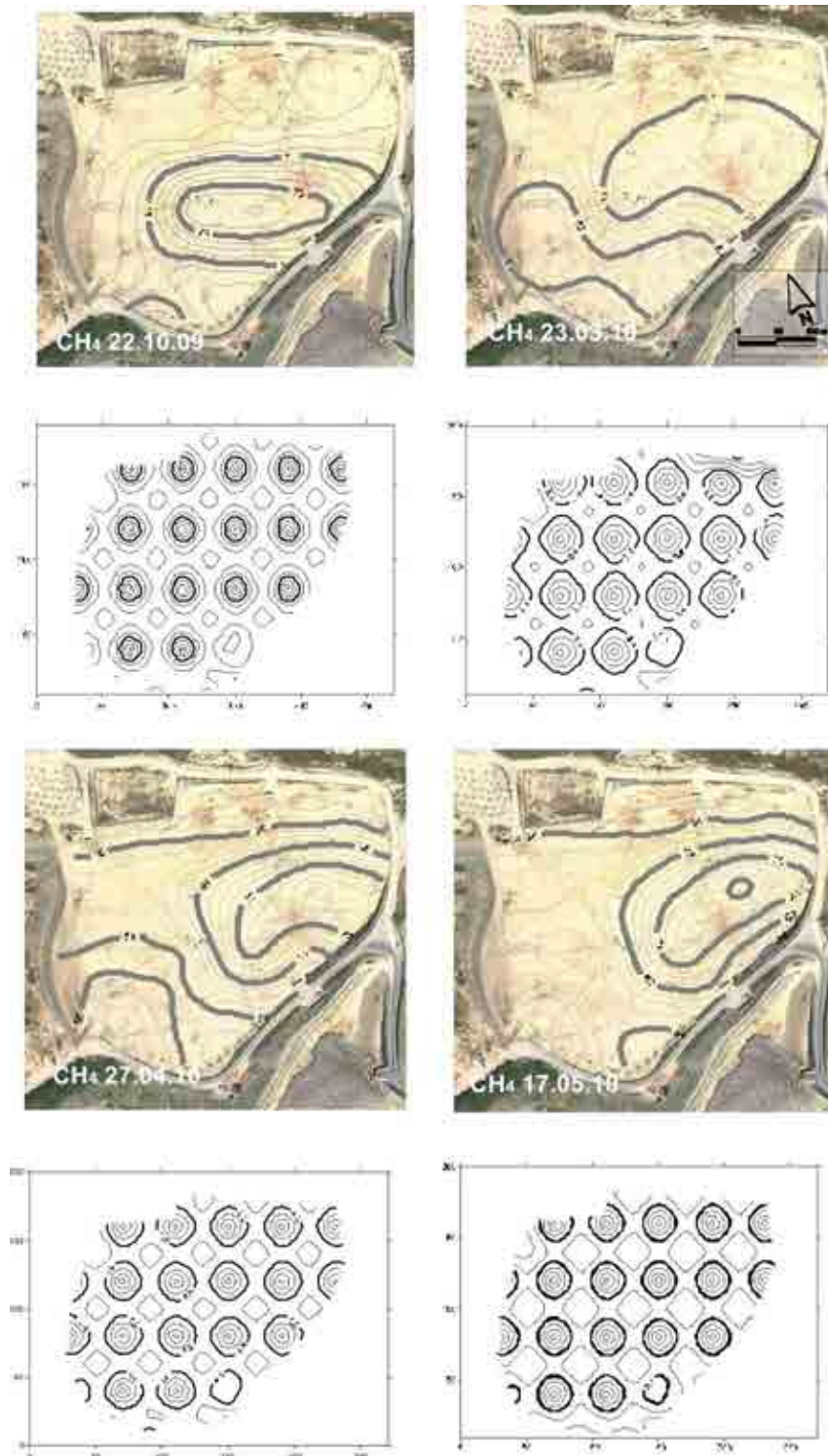


Figura 4.5. Cartografía de la variable CH_4 obtenida mediante Krigeage Ordinario para los cuatro muestreos realizados y mapas de desviación estándar.

La media o mediana de dicha distribución puede utilizarse como valor estimado de la variable considerada (Cattle et al., 2002; Goovaerts et al., 2005), es decir, la media de todos los valores de probabilidad obtenidos para los diferentes cortes aplicados que reconstruye la función de distribución en cada punto permite calcular el valor estimado y la

varianza de estimación. Goovaerts et al., (2005) indica que la ventaja de esta aproximación radica en que provee de una medida de la incertidumbre asociada a los datos, mientras que la varianza de kriging depende únicamente de la configuración de los datos y del modelo de semivariograma empleado, de ahí que las cartografías de errores no muestren el típico aspecto en “ojo de buey”.

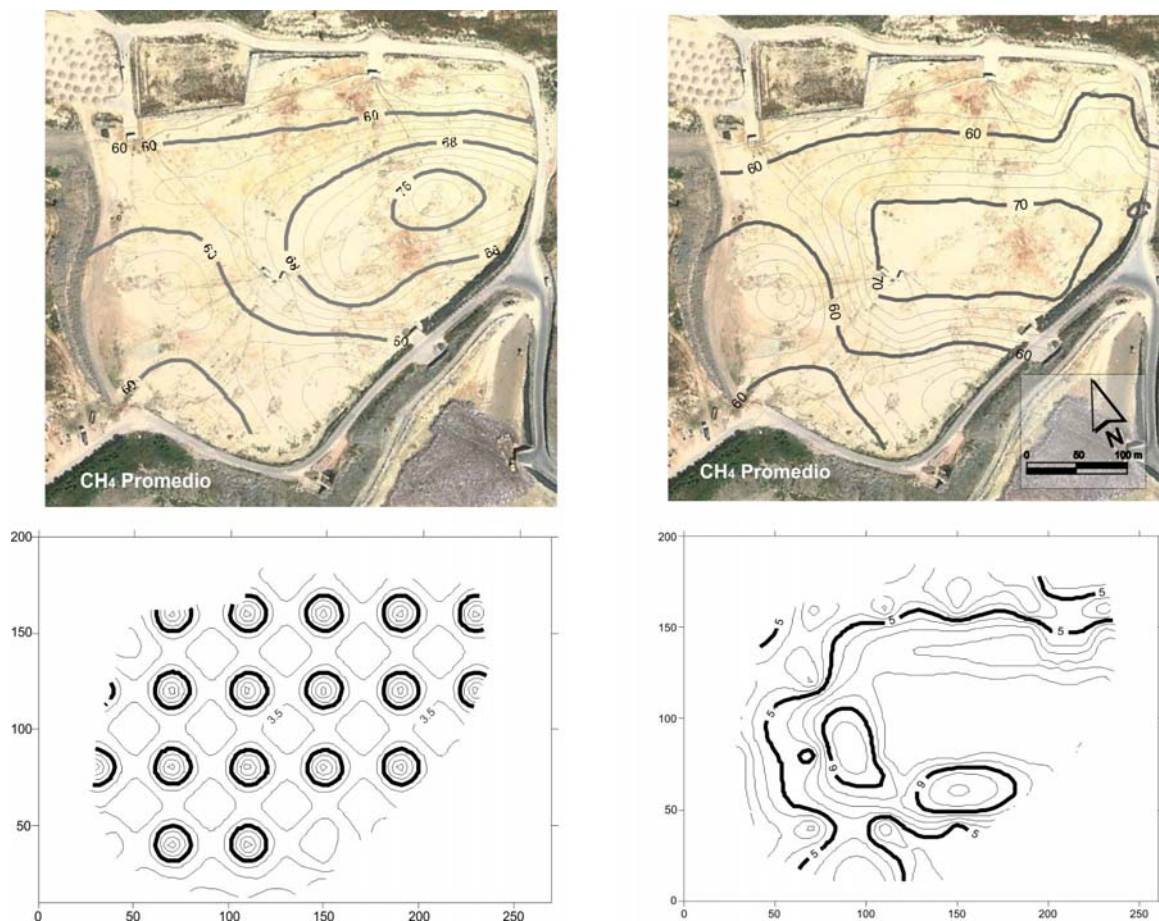


Figura 4.6. Cartografía de la variable CH₄ (promedio de las cuatro campañas) mediante Krigeage Ordinario (izquierda) y de Indicatrices (derecha) y mapas de desviación estándar.

El estimador de KI muestra un menor efecto de suavizado que el kriging ordinario pero el resultado es muy parecido, una zona de valores máximos hacia el centro-este del vaso de vertido y al sur de esta dos áreas con los valores menores de concentración en metano. En cualquier caso, los valores de concentración son muy elevados lo que responde a la situación de ausencia de explotación tras el sellado del vertedero desde 2008 hasta 2011.

La evolución en el tiempo es similar a la comentada para los datos iniciales, desde el día 22.10.2009 hasta el 17.05.2010 se produce un descenso en la concentración media de metano. Probablemente, ello es consecuencia del propio proceso de desgasificación en pasivo, una vez realizado el sellado y los sondeos el gas se fue acumulando (finales de 2008),

de ahí que en la primera fecha de muestreo se registren valores tan elevados. Las sucesivas campañas de medida y operaciones de la red de desgasificación, unidas a las más que posibles emisiones a través de la capa de sellado hacen que se vaya evolucionando hacia concentraciones cada vez menores y más estables.

7. 2. CO₂

Se ha considerado suficiente la representación de la cartografía correspondiente a valores medios (figura 4.7). Para la variable dióxido de carbono los resultados espaciales de las estimaciones son claramente distintos a las obtenidas para el metano. La cartografía obtenida para los valores promedio muestra una zona con altas concentraciones aproximadamente en el sector noroeste, y una zona con valores menores al sur de esta, posiblemente por la influencia que tiene la medida del 17.05.2010 sobre el valor promedio. Las otras dos fechas presentan un aspecto muy distinto, el borde sureste del vaso de vertido es la zona que muestra valores más bajos frente a las zonas norte y suroeste con los valores más elevados. Las desviaciones estándar son muy bajas (media de 0,95 % para un valor promedio de la variable del 40%) lo que indica una buena estimación.

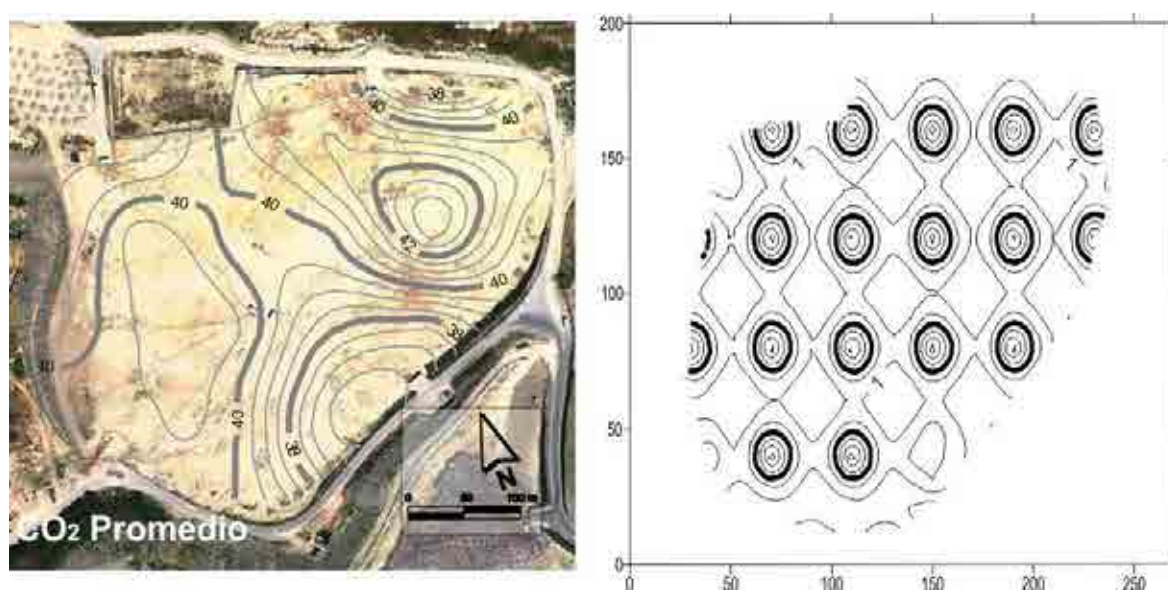


Figura 4.7. Cartografía de la variable CO₂ promedio obtenida mediante Krigeage Ordinario y mapa de desviación estándar.

7. 3. r (CH₄/CO₂)

La relación entre las concentraciones promedio de metano y dióxido de carbono alcanza un rango de 1,1 a 1,54 (promedio de 1,33) con desviaciones estándar medias de 0,03; su distribución espacial refleja con bastante fidelidad las cartografías ya comentadas para el metano y el dióxido de carbono. La relación CH₄/CO₂ se utilizó como variable auxiliar de control de metano y dióxido, de hecho la cartografía del día 17.05.2010 permitió detectar

errores existentes en el tratamiento de los datos de CO₂ al arrojar valores por debajo de la unidad.

7.4. CO

Esta variable, como ya se ha comentado, se utiliza para detectar combustiones incompletas en vertedero estando muy indicada su medición y análisis en vertederos de alta densidad propensos a la combustión en épocas estivales, lo que provoca las correspondientes consecuencias a nivel de producción de biogás. Se utilizaron diferentes técnicas geoestadísticas (krigeage ordinario y de indicatrices y krigeage a partir de Funciones Aleatorias Intrínsecas). De las tres cartografías elaboradas (Figura 4.8), la obtenida mediante kriegeage ordinario parece reflejar más fielmente la realidad. Muestra una zona al NE con valores elevados de la variable (se llega a 245 ppm) coincidiendo con el área en donde se han producido varios incendios durante el periodo 2004/2008. Mención especial merece el incendio que tuvo lugar durante el verano de 2005 con una duración de tres días debido a la existencia de un talud muy pronunciado en esa época, lo que dificultó el aporte de tierra para ahogar la combustión.

7.5. H₂S

Para la variable H₂S se han realizado las cartografías utilizando las tres técnicas citadas (la figura 4.8 incorpora las cartografías obtenidas mediante krigeage ordinario y Faik), el resultado es bastante parecido, las estimaciones realizadas a partir de funciones aleatorias intrínsecas presentan errores menores (12-13 ppm, frente a las obtenidas mediante krigeage ordinario de 12-22 ppm, y krigeage de indicatrices, de 6 a 50 ppm). Las dos primeras técnicas suavizan mucho la distribución de la variable (valores estimados de 15 a 32 ppm -Faik/KI-, frente al valor medio de 25 ppm correspondiente a la estimación mediante krigeage ordinario).

El sulfuro de hidrógeno resulta tóxico a muy bajas concentraciones (la exposición máxima recomendada es de 8 horas para concentraciones de 10 ppm, y de 10 minutos para 15 ppm), y causa corrosión (especialmente a las instalaciones con componentes de cobre, hierro y acero, suele oxidarse a sulfatos/sulfuros que en contacto con agua acaba produciendo ácidos sulfúrico y sulfuroso muy corrosivos) de ahí su interés. La combustión de algunos elementos traza puede dar lugar a compuestos sulfurados o halogenados fuertemente ácidos que pueden generar corrosión en la maquinaria. Suele recomendarse el tratamiento previo a la combustión de los gases de vertedero para evitar tales problemas, considerándose óptima su reducción a niveles del orden de 25 a 50 ppm.

Con objeto de determinar las zonas más expuestas a la corrosión se elaboraron cuatro cartografías de isoprobabilidad de superar los valores de corte de 12, 25, 65 y 110 ppm correspondientes a la probabilidad de superar contenidos bajos, medios, altos y muy altos de sulfuro de hidrógeno. Las correspondientes cartografías se exponen en el apartado dedicado a cartografía de isoprobabilidades (Figura 4.28).

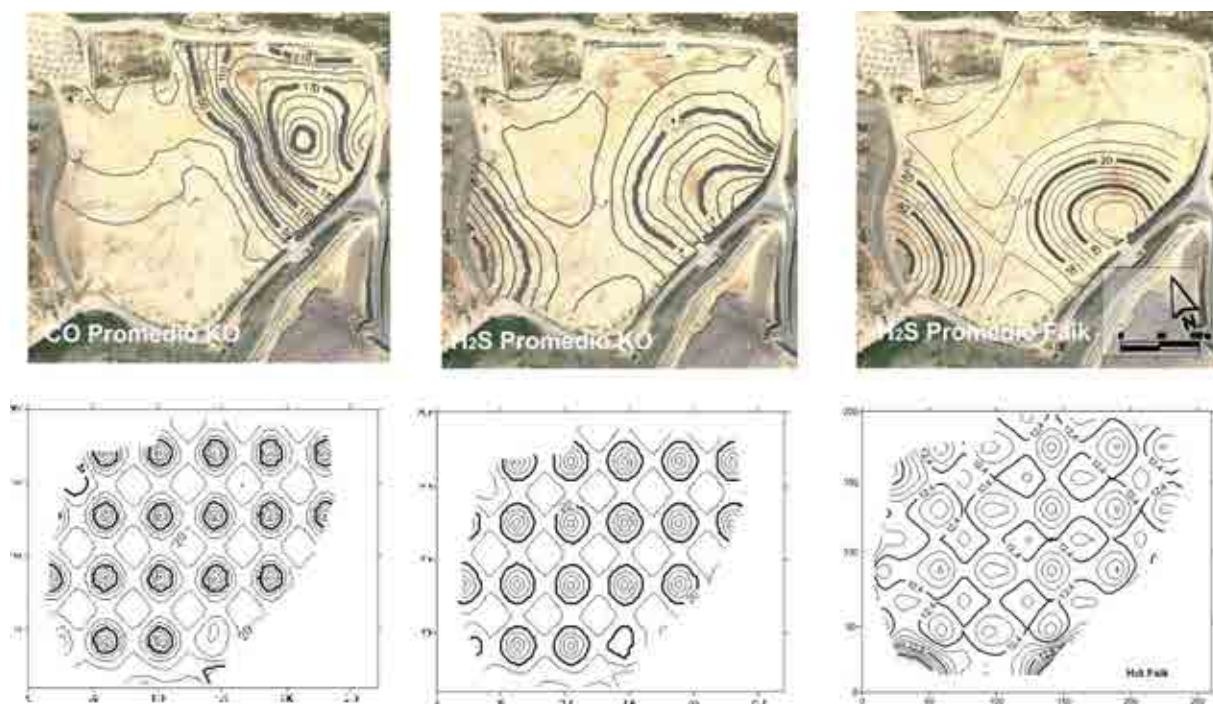


Figura 4.8. Cartografía de las variables H₂S y CO (promedio de las tres campañas) mediante Krigeage Ordinario (izquierda) y mediante Funciones aleatorias Intrínsecas de orden K y mapas de desviación estándar.

7. 6. Nivel de lixiviado y espesor no saturado

Como ya se comentó, difícilmente el nivel del lixiviado es uniforme en un vaso de vertido, principalmente debido a la existencia de zonas con permeabilidades muy dispares, sellados parciales, diferente grado de compactación, acumulaciones de materiales poco permeables y, en suma, debido a la heterogeneidad de los residuos. Normalmente, tanto el lixiviado como el biogás circularán a favor de zonas preferentes dirigiéndose desde la zona de influencia del sondeo hasta el propio sondeo, alcanzando un determinado nivel en el mismo, y en su zona de admisión. Teniendo en cuenta que estas zonas de influencia son prácticamente colindantes o superpuestas la cartografía de niveles resultante puede considerarse suficientemente representativa.

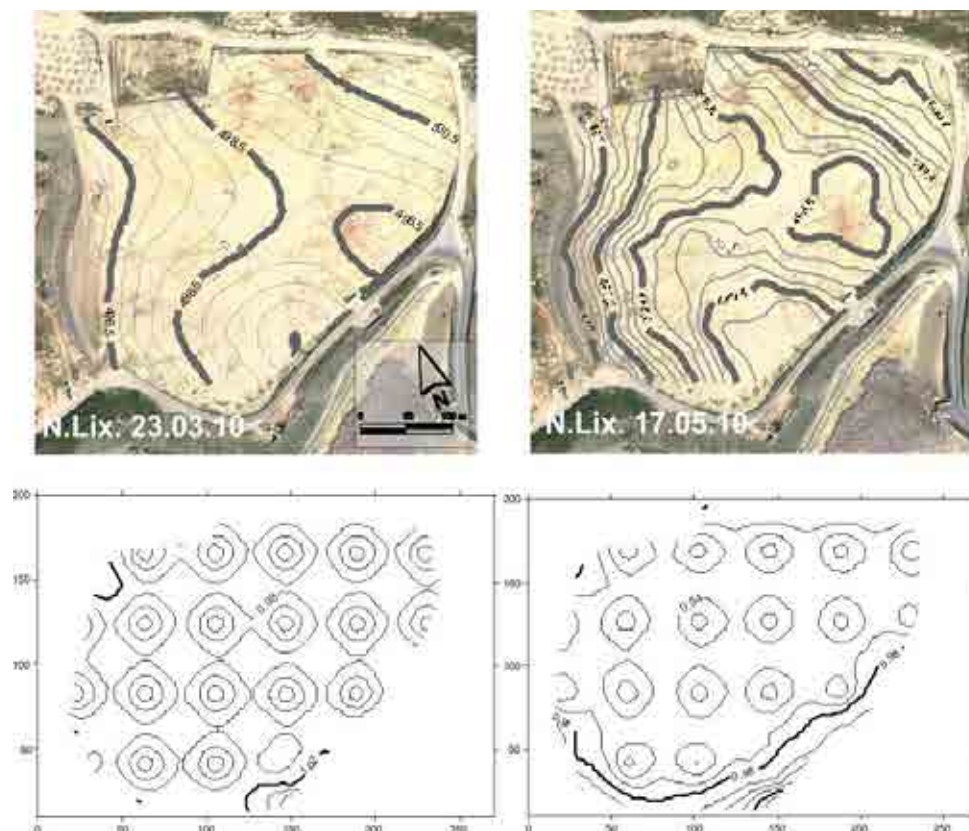


Figura 4.9. Cartografía de las variables Nivel del lixiviado mediante Krigeage Ordinario para dos fechas de muestreo y mapas de desviación estándar.

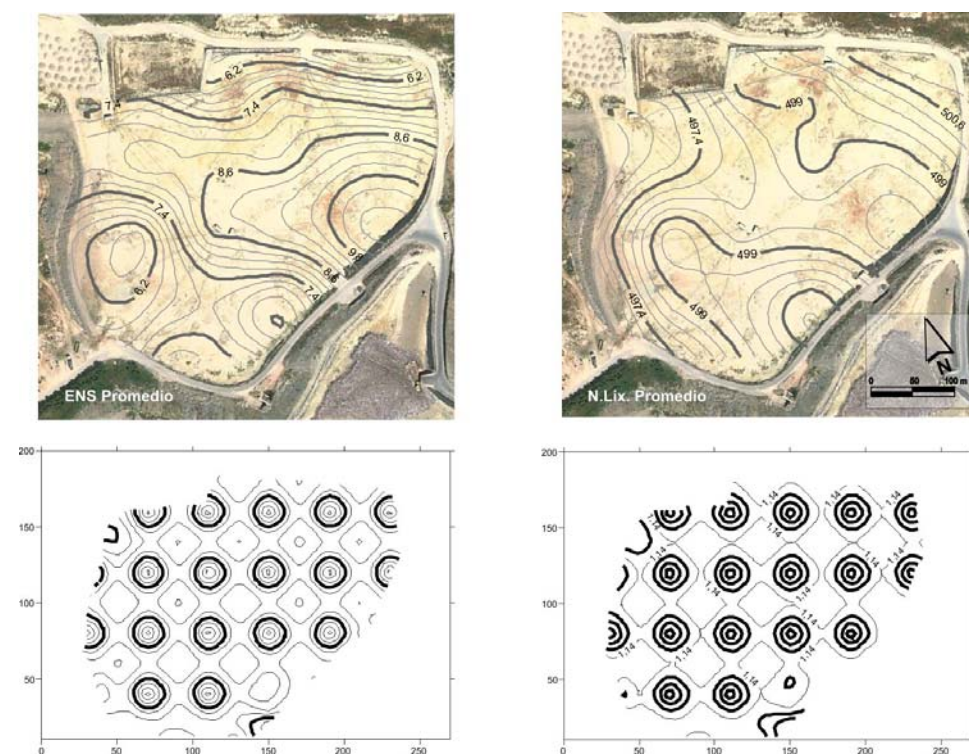


Figura 4.10. Cartografía de las variables Espesor no Saturado (m) y Nivel del lixiviado (m.s.n.m) (promedio de las cuatro campañas) obtenidas mediante Krigeage Ordinario y mapas de desviación estándar.

Debe de tenerse en cuenta que la saturación ralentiza, e incluso paraliza el proceso de metanogénesis, por lo que si de hecho se está generando gas es evidente que las condiciones no son de saturación total. Distinto es que existan determinadas zonas, en profundidad o no, en las que si se alcance la saturación. Teniendo en cuenta estas premisas se realizaron las estimaciones de la figura 4.9 y 4.10. El nivel medio se extiende entre las cotas 495 y 501 m.s.n.m. (con gradientes elevados del orden de 0,024) encontrándose las cotas más bajas en las zonas del vertedero con mayor profundidad. Los niveles más bajos se corresponden con las zonas de mayor espesor de residuos o de mayor profundidad del vertedero (en las inmediaciones del pozo colector), las líneas de flujo reflejan el sistema de bombeo y recirculación/aspersión del vertedero, detectando niveles más profundos en las inmediaciones del pozo y más elevados en función de la zona sobre la que se produce la aspersión en la fecha concreta. La Figura 4.11 muestra de forma esquemática las líneas de flujo más evidentes.

Como es lógico, los valores menores de espesor seco se corresponden con los valores más elevados de nivel de lixiviados, aunque llama la atención el que este parámetro muestre un comportamiento más estacionario que el nivel de lixiviado, como se vio al analizar los variogramas de cada variable.

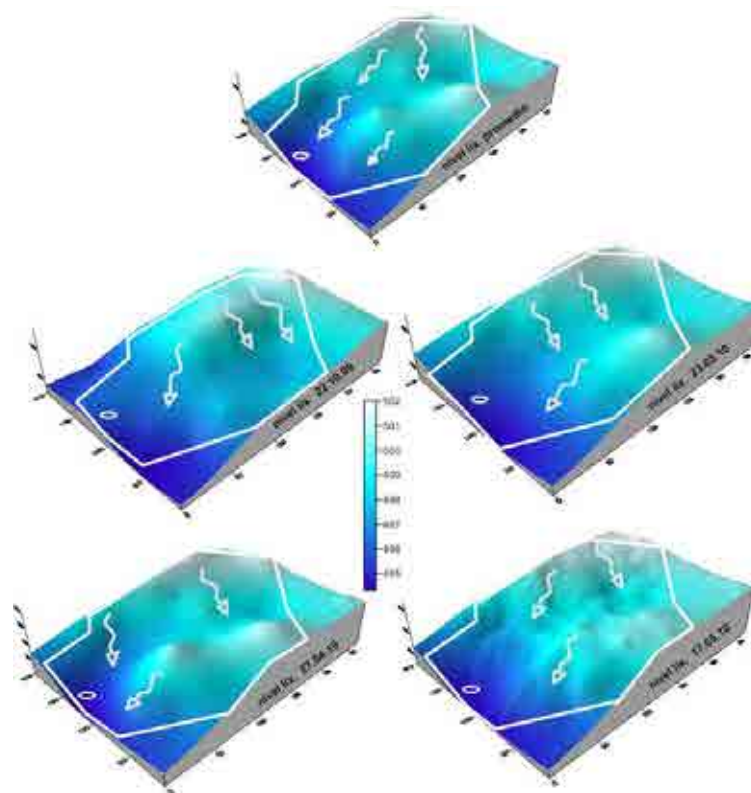


Figura 4.11. Bloques diagramas del nivel de lixiviado obtenidos a partir de la cartografía de estimación, con indicación de líneas de flujo. Se muestra la ubicación aproximada del pozo colector desde el que se bombea hacia el sistema de aspersión/recirculación repartido por la superficie del vaso.

7. 7. pH y temperatura

El pH medido el 21.10.2009 muestra una amplia zona central por debajo de 7 lo cual podría ser indicativo de la existencia de una fase ácida más que metanogénica, aunque esto debe de tomarse con cautela al tratarse de una sola medida (la medida se realizó a partir de muestras extraídas en cada sondeo).

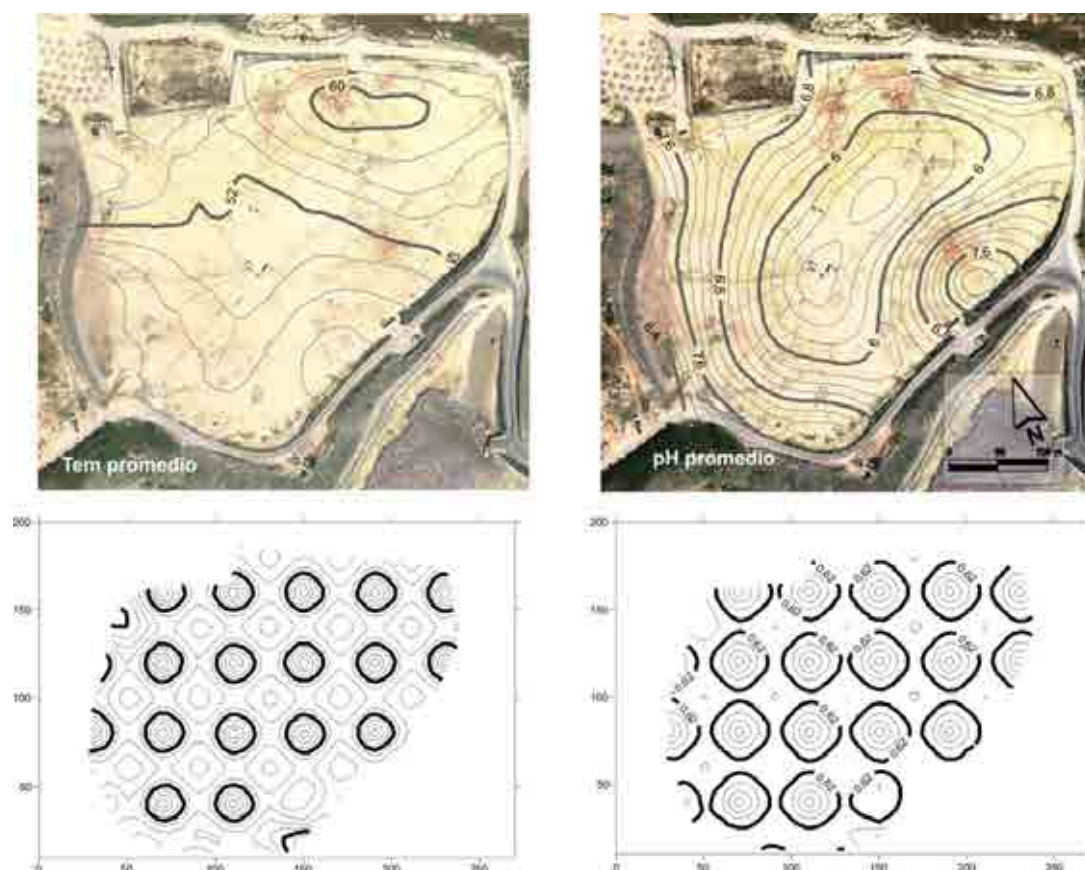


Figura 4.12. Cartografía de las variables Temperatura y pH (promedio de las cuatro campañas y medida única) mediante Krigeage Ordinario y mapas de desviación estándar.

La temperatura media presenta un máximo al norte del vertedero (oscila entre 44 y 62^o, con un valor medio de 52,5^o y un error de 4,3^o), esquema que se reproduce durante las cuatro fechas medidas, aunque para las dos primeras la zona de máximos se va reduciendo progresivamente hasta el 17.05.2010 en el que los valores mínimos (en torno a 44^o) ocupan la mayor extensión en la zona sur del vaso. Parece indicar la existencia de una clara etapa metanogénica con elevadas temperaturas, al contrario de lo indicado por la anterior variable cuya interpretación relativa a la existencia de fase ácida resulta mucho menos probable. Los errores son en todos los casos bastante bajos (de 3,4 a 4,4 ^o).

fecha muestreo	método	CH ₄	CO ₂	r	CO	H ₂ S	pH	T	Nivel	ENS
22.10.2009	KO	68,44						61,13	498,31	7,93
	KI	68,25								
	FAIK									
23.03.2010	KO	67,24	40,14	1,68				54,95	498,53	7,7
	KI	66,67								
	FAIK									
27.04.2010	KO	58,72	39,31	1,5				51,37	498,89	7,31
	KI	54,63								
	FAIK									
17.05.2010	KO	58,02	40,13	1,44				51,87	498,6	7,58
	KI	53,05								
	FAIK									
promedio	KO	61,01	39,81	1,33	57,51	25,51	6,84	52,51	498,69	7,53
	KI	57,71			50,29	30,34				
	FAIK				19,68	15,75				

Tabla 4.5. Fechas de muestreo, metodología de estimación empleada (KO – krigeage ordinario, KI – krigeage de indicatrices, FAIK – Funciones Aleatorias Intrínsecas de Orden K) y resultados de la estimación para los diferentes parámetros (CH₄ y CO₂, en %, r sin unidades, CO H₂S en ppm, Temperatura en grados centígrados, Nivel en m.s.n.m. y espesor no saturado en metros).

A modo de resumen la tabla 4.5 sintetiza los resultados obtenidos, las técnicas de estimación utilizadas y los parámetros considerados en las diferentes campañas de muestreo.

8. Medidas de emisión

Como ya se comentó, desde la primera campaña de medida se puso en evidencia que la entidad de las emisiones medidas en superficie superaba el volumen de biogás recuperado, lo que puso de manifiesto que el sistema de sellado en superficie era muy poco eficiente. Con el objetivo final de realizar el balance de masas para el metano en el vertedero nº 4 del Complejo Medio Ambiental de Valsequillo, se realizaron mediciones utilizando cámaras estáticas de flujo (medida de emisiones). Además, se emplearon varias técnicas que más adelante se comentarán para estimar el porcentaje de metano que se oxida a través de la capa de sellado. Para calcular la producción de metano se utilizaron varios modelos de producción ampliamente aceptados, y se calcularon las posibles migraciones del gas hacia el exterior del vaso, estimándose finalmente el balance completo con el sumando correspondiente a la variación en el volumen de almacenamiento. La estimación de emisiones en pasivo se realizó midiendo concentraciones directamente en los sondeos de desgasificación con la intención de conocer de la forma más directa posible el flujo que recibe la capa de sellado y la emisión procedente del sistema de desgasificación.

8. 1. Emisión en sondeos

Durante las tres campañas de muestreo, además de las medidas de calidad mencionadas anteriormente se procedió a determinar el contenido de CH₄, O₂ y CO₂ (% en volumen) durante un intervalo de tiempo de 40/50 minutos realizando varias medidas (con un mínimo de tres medidas) en los 38 sondeos de desgasificación, con el objeto de utilizar la zona ciega del sondeo como si fuera una cámara de flujo. La medida de la variación de la concentración en el tiempo permite calcular el caudal (flujo) de metano. Para ellos se utilizó la expresión:

$$F = (V/A)(\Delta c/\Delta t)$$

siendo F la tasa de emisión (flujo) de metano en mg m⁻²s⁻¹, V el volumen de la zona de admisión del sondeo (recordemos que los tres metros superiores son ciegos) en m³ y A el área de la base del sondeo, en m². Δc es la diferencia de concentración en el tiempo Δt. (Hedge et al., 2003). Se midieron varias concentraciones a lo largo del tiempo estableciéndose la pendiente de la recta resultante. De esta manera se obtiene una primera medida del flujo procedente del interior del vertedero utilizando una metodología comúnmente usada con cámaras de flujo estáticas para determinar emisiones en la superficie del vertedero. En todos los casos, el muestreo se realizó a través del dispositivo toma-muestras que incorpora cada sondeo, una vez igualadas las presiones entre el sondeo y el exterior. La presión interior del gas hizo que fuese perfectamente observable la salida del gas (el denominado “soplo” de cada chimenea de desgasificación). Se midieron los flujos de salida de metano, dióxido y biogás (considerado éste como la suma de las dos anteriores).

Normalmente, la medida de emisiones mediante cámaras estáticas suele emplear tiempos de hasta 600-800 s a partir de los cuales la medida de las emisiones suele estabilizarse. En este caso se adoptó un rango de tiempo muy superior, teniendo en cuenta que los sondeos acceden directamente al interior de la masa de residuos y que en consecuencia son esperables caudales mayores, con el fin de tener constancia de la estabilización de las emisiones.

A partir del muestreo se determinaron los caudales de salida del biogás a través de los sondeos procediéndose al tratamiento geoestadístico de los datos así obtenidos. Se considera a efectos prácticos, que el biogás equivale a la suma de las emisiones de CH₄ y CO₂. En este caso se utilizó kriging ordinario así como Funciones Aleatorias Intrínsecas de Orden K. La primera como metodología estándar de referencia que permite la mejor estimación espacial posible, y la segunda como metodología que permite una interpretación

semiautomática y que facilita la posibilidad de contrastar los resultados a efectos comparativos.

La tabla 2.7 y la figura 2.9 del Anexo II muestran los estadísticos más significativos de los datos de campo, puede verse que se trata de muestras con un comportamiento bastante normal y varianzas relativamente bajas para los datos de metano. Éstas se elevan considerablemente para el dióxido de carbono y para el biogás cuyos rangos son mucho más extensos y con varianzas más elevadas.

Se aprecian algunos valores extremos para el CO₂ y biogás para las dos últimas fechas aunque el comportamiento general se ajusta razonablemente a una distribución normal.

Variogramas y Covarianzas Generalizadas

Como en las muestras correspondientes a calidad del metano, niveles, pH... etc, se procedió a ajustar los variogramas experimentales a los modelos reflejados en las figuras 4.23 y 4.24. Todos los ajustes se realizaron de forma manual. Los variogramas para la variable metano muestran un comportamiento muy estable, los modelos explican valores cercanos al 100% de la varianza teniendo un ligero componente aleatorio solamente el correspondiente a los valores promedio. En todos los casos el alcance fue de 60 m (tres veces el radio de influencia de cada sondeo). Con objeto de lograr la mayor claridad posible, para las variables dióxido y biogás sólo se incorporan al texto los variogramas correspondientes a los valores medios. La variable dióxido presenta valores para el variograma experimental con bastante más variación que en el caso del metano, aunque el ajuste a modelos esféricos, muy estables, permitió una estimación razonable. En este caso el alcance es más elevado para el muestreo promedio (90 metros). Por su parte el biogás muestra en general un comportamiento más parecido al del dióxido que al metano, no obstante los efectos de pepita son relativamente bajos y los alcances muestran valores medios elevados poniendo de relieve la existencia de correlación espacial para distancias bastante significativas (120 m).

La tabla 4.6 presenta los parámetros característicos de los modelos de Covarianza Generalizada utilizados para la estimación mediante Funciones Aleatorias Intrínsecas, así como el orden de la deriva considerado en cada caso. Como puede apreciarse abundan las derivas lineales ($k=1$). Sólo se aprecia una deriva de segundo orden para el muestreo de la variable metano de 27.04.2010, aunque el proceso de validación cruzada arroja un valor del jackknife muy bajo (0,35), lo cierto es que no se encontró alternativa estable, no se pudo ajustar a ningún otro modelo, esto mismo ocurrió para la variable biogás para la misma

fecha, aunque en este caso el valor del jacknife es mucho más asumible (0,61). El resto de modelos de Covarianza Generalizada permiten obtener valores del estadístico por encima de 0,75.

Modelo	K	B0	B1	B3	BS	Jacknife
FCH4M	1	0,00	-0,52	0,00	0,00	0,75
FCO4M	1	0,00	-0,42	0,00	0,00	0,80
FBiogásM	1	0,00	-0,79	0,00	0,00	0,81
FCH4 23.03.2010	1	0,00	-3,93	0,00	0,00	0,67
FCO2 23.03.2010	0	111,27	-0,35	0,00	0,00	0,89
FBiogás 23.03.2010	0	0,00	-3,52	0,00	0,00	0,62
FCH4 27.04.2010	2	0,00	-0,08	0,00	0,00	0,35
FCO2 27.04.2010	1	0,00	-1,10	0,00	0,00	0,71
FBiogás 27.04.2010	1	0,00	-0,89	0,00	1,09e-05	0,62
FCH4 17.05.2010	1	0,00	-0,09	0,00	0,00	1,01
FCO2 17.05.2010	2	1,37	-0,51	0,00	0,00	0,91
FBiogás 17.05.2010	1	0,00	-0,61	0,00	0,00	0,79

Tabla 4.6. Modelos de Covarianza Generalizada, valor del jacknife y orden de la deriva para las tres fechas de muestreo y el promedio de estas.

Solo se detectaron dos casos en los que la ausencia de deriva permite obtener estimaciones muy cercanas a las que se obtienen utilizando la función variograma. Debe hacerse notar que casi todos los modelos son muy simples, con un solo miembro, por lo que generan superficies en tres dimensiones muy amplias que parecen sobreestimar los valores de las variables consideradas, o al menos proporcionan estimaciones más elevadas que las obtenidas mediante krigeage ordinario.

Validación Cruzada

Como ya se mencionó anteriormente al comentar los resultados relativos a calidad, se han calculado varios estadísticos durante el proceso de validación cruzada posterior al análisis estructural que permitan utilizar un criterio racional de selección de los diferentes modelos.

En general los modelos obtenidos mediante la aplicación de krigeage ordinario dan mejores resultados que los resultantes de aplicar Funciones Aleatorias Intrínsecas de orden K si nos atenemos al parámetro error cuadrático medio normalizado (MSSE), aunque el error medio cuadrático (MSE) parece sensiblemente menor para las estimaciones obtenidas mediante la segunda técnica comentada (tabla 2.10 y figura 2.10 del Anexo II). No debe olvidarse, sin embargo, que tales resultados deben de acogerse con la debida precaución al tratarse de muestras con relativamente pocos datos (38 sondeos).

Respecto a los variogramas obtenidos en el proceso de análisis estructural (Figura 4.13), los correspondientes a la variable metano presentan alcances de 60 metros en todos los casos explicando el modelo ajustado entre el 86 y el 100 % de la varianza observada. Para el dióxido y el biogás los alcances son mayores, en dos fechas concretas llegan a los 120 m. El porcentaje de varianza explicado por los modelos es similar al de la variable metano.

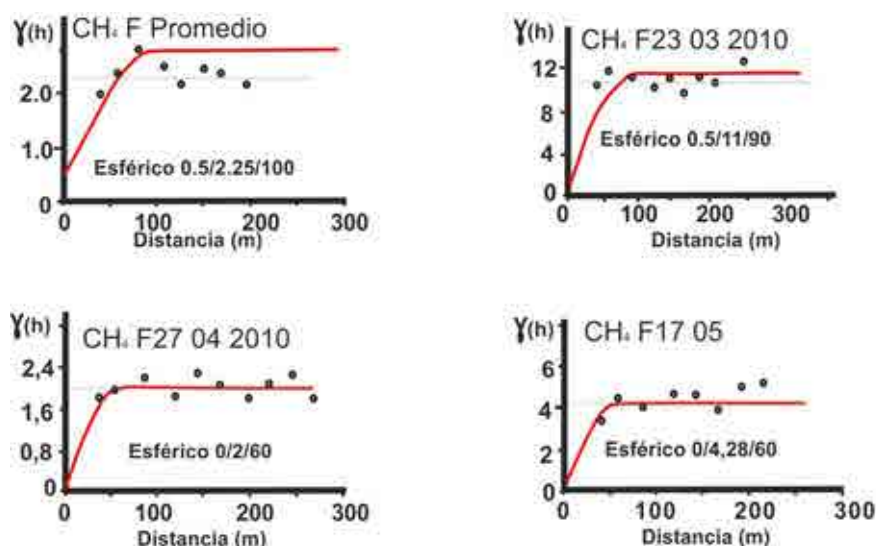


Figura 4.13. Variogramas experimentales y modelos ajustados para las emisiones de metano medidas directamente en sondeos para las tres fechas de muestreo y para el valor promedio. La línea continua gris representa la varianza.

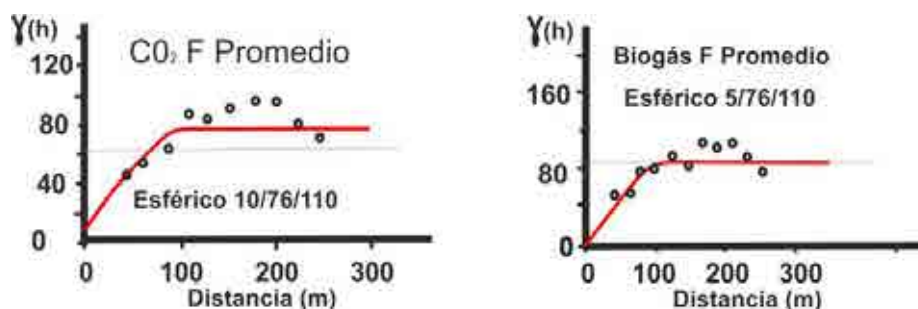


Figura 4.14. Variogramas experimentales y modelos ajustados para las emisiones de biogás y dióxido medidas directamente en sondeos (valores promedio). La línea continua gris representa la varianza.

Cartografías de estimación a partir de medidas directas de sondeos

Las cartografías de estimación se incluye en las figuras 4.15 y 2.11 (en Anexo II), para las variables biogás y dióxido solo se incluyen las cartografías correspondientes a valores promedio con objeto de ganar en claridad.

Todas las cartografías incluyen la cartografía de la variable estimada y la de los correspondientes errores de estimación representados mediante el mapa de desviaciones estándar. Para la estimación mediante krigeage ordinario de los valores promedios de metano, dióxido de carbono y biogás puede apreciarse el típico aspecto en ojo de buey de las desviaciones estándar representadas para cada una de las variables. La variable metano presenta una zona central con flujos relativamente moderados de $-1,4$ a $2,2 \text{ mg m}^{-2} \text{ s}^{-1}$ con una amplia zona central en el que prevalece el valor de $1 \text{ mg m}^{-2} \text{ s}^{-1}$. La zona cercana al muelle de descarga sureste presenta los valores más bajos junto a los detectados en la esquina NE, mientras que los valores más elevados coinciden con las zonas en las que se estimó mayor riqueza de metano mediante las cartografías de calidad. Esta zona no coincide con las zonas más profundas, pero sí con un área aproximadamente equidistante de los tres muelles de descarga. Las desviaciones estándar presenta valores de $0,6$ a $0,9 \text{ mg m}^{-2} \text{ s}^{-1}$, son por tanto muy bajas.

Las cartografías obtenidas para el dióxido y biogás son muy parecidas entre sí, patrón este que se repetirá para todas las mediciones y que hará que no se considere la primera variable para el tratamiento de los datos obtenidos mediante cámaras de flujo, como se verá más adelante. Ambas cartografías presentan errores más elevados (de $6 \text{ mg m}^{-2} \text{ s}^{-1}$ de media) coincidiendo en ambos casos las zonas de máximo flujo con el área cercana al citado muelle SE, mientras que los flujos menores se sitúan al norte y este del vertedero coincidiendo con las zonas con mayor espesor de capa de sellado.

Cuando se analizan las cartografías para valores promedio de las tres variables obtenidas mediante Funciones aleatorias intrínsecas de orden K, las cartografías obtenidas para el CO_2 y biogás son muy parecidas a las obtenidas mediante krigeage ordinario, solamente las desviaciones estándar resultan algo menores (de $1,1$ a $3,2 \text{ mg m}^{-2} \text{ s}^{-1}$), mientras que los valores de las variables se sitúan en un intervalo similar (entre -8 y $18 \text{ mg m}^{-2} \text{ s}^{-1}$). En ambos casos los flujos más elevados se sitúan en el borde sureste del vaso de vertido. Respecto al metano, la cartografía obtenida mediante Funciones aleatorias intrínsecas resulta muy distinta a la obtenida mediante krigeage ordinario, los valores más elevados se sitúan hacia el norte allí donde las estimaciones mediante el primer método daba valores menores, además se alcanzan valores muy elevados, de hasta $7 \text{ mg m}^{-2} \text{ s}^{-1}$ frente a los $2,2$ de la estimación mediante krigeage ordinario.

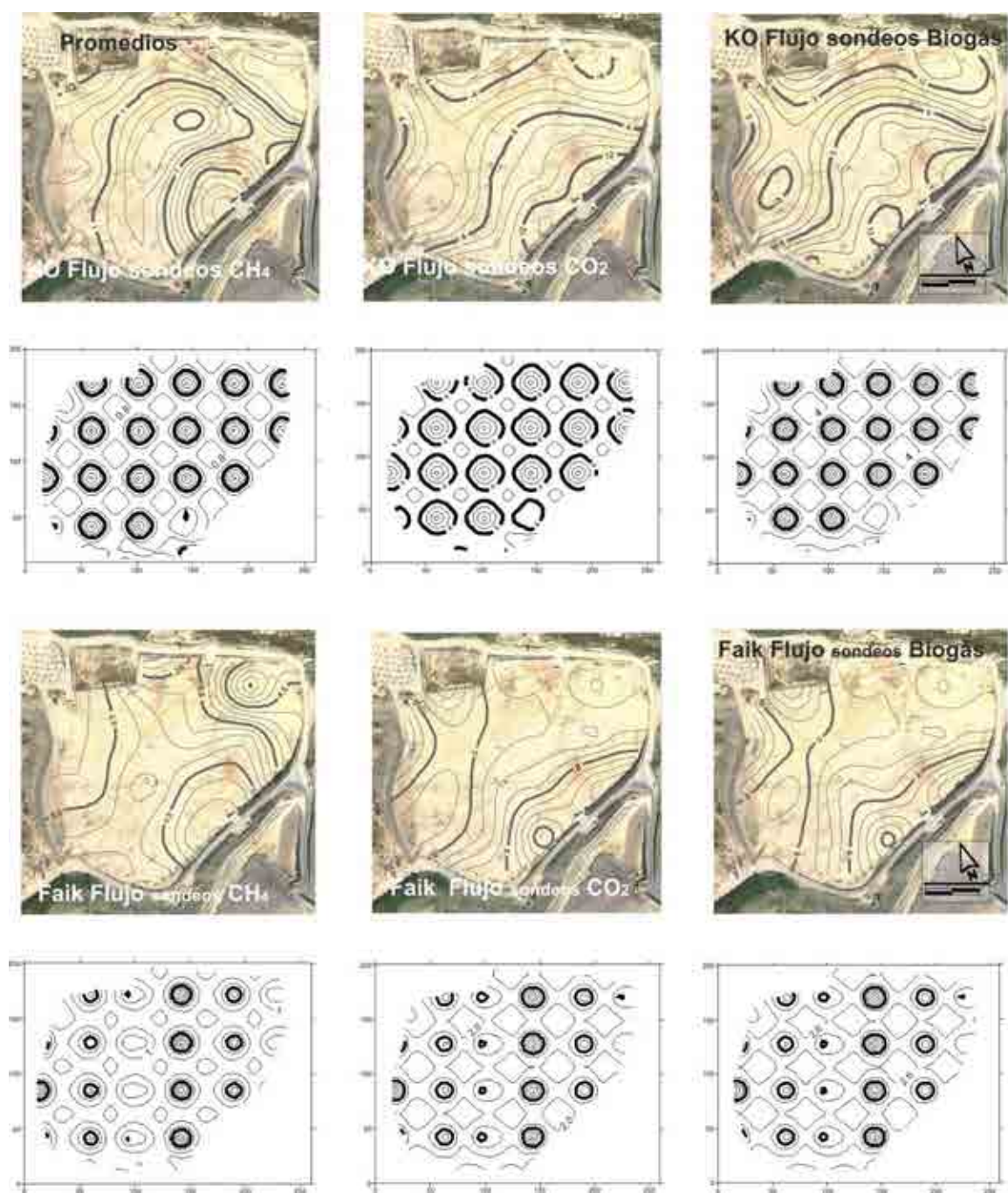


Figura 4.15. Cartografía de valores estimados mediante kriging ordinario y funciones aleatorias intrínsecas para las variables metano, dióxido de carbono y biogás para el muestreo promedio de flujo medido directamente en sondeos. Los mapas inferiores muestran la incertidumbre de las estimaciones (mapas de desviación estándar), (valores en $\text{mg m}^2 \text{s}^{-1}$).

Cálculo de la emisión

Para el cálculo de un valor representativo del flujo medio se procedió a la estimación espacial mediante las herramientas geostadísticas mencionadas. A partir de las cartografías de estimación se procedió al cálculo de la media geoespacial, entendida esta como la relación entre el volumen de emisión neta (volumen positivo menos volumen

negativo) y el área total considerada (Abichou et al., 2006, Spokas et al., 2003, Hedge, 2003), los resultados quedan reflejados en la tabla 4.7.

fecha muestreo	KO CH ₄	FAIK CH ₄	KO CO ₂	FAIK CO ₂	KO Biogás	FAIK Biogás
fm CH₄	0,05 (0,63)	0,12(1,40)	0,24 (2,82)	0,30 (3,58)	0,29 (3,37)	0,33 (3,84)
f23 CH₄	0,08 (0,98)	0,17 (1,97)	0,23 (2,69)	0,49 (5,76)	0,31 (3,66)	0,50 (5,86)
f27 CH₄	0,02 (0,30)	0,10 (1,16)	0,09 (1,14)	0,29 (3,44)	0,13 (1,60)	0,28 (3,30)
f17 CH₄	0,05 (0,59)	0,11 (1,37)	0,34 (4,03)	0,25 (3,00)	0,39 (4,58)	0,27 (3,16)

Tabla 4.7. Valores estimados de la media geoespacial obtenidos mediante krigeage ordinario (KO) o mediante la aplicación de Funciones Aleatorias Intrínsecas de Orden K (FAIK), de valores de flujo medido en sondeos expresados en kg.m⁻².d⁻¹ (entre paréntesis en mg.m⁻².s⁻¹)

La aplicación de los controles estadísticos antes mencionados hace que, según el criterio que se emplee, pueda considerarse cada una de ellas como mejor estimación posible. Aunque la suma de los errores cuadráticos normalizados parece indicar que los resultados obtenidos mediante Krigeage ordinario son más acertados, la suma de errores apunta a las funciones aleatorias intrínsecas como mejor estimador. Se tomó el valor medio como el más representativo aunque parece claro que los valores obtenidos mediante la segunda opción aparentemente se ajustan más a lo esperable por tratarse de valores mucho más elevados que los primeros. La Agencia de Medio Ambiente británica (Environmental Agency, 2004d) apunta a valores máximos esperables de flujo en zonas con sondeos en pasivo del orden de 100 mg.m⁻².d⁻¹ (8,4 kg.m⁻².d⁻¹) evidentemente por encima de los resultados aquí obtenidos Aunque con valores medios del orden de magnitud de los obtenidos en este trabajo.

La media de emisión de metano a través de los sondeos en pasivo es aproximadamente de 1,015 mg m⁻² s⁻¹ (0,086 kg m⁻² d⁻¹) lo que significa que el vertedero V4 del Complejo Medio Ambiental de Valsequillo, con una superficie aproximada de 8 ha, puede emitir al año 2511 t a partir de los sondeos de desgasificación en pasivo, sin considerar las emisiones a través de la capa de sellado. Llama la atención un valor que inicialmente parece relativamente bajo y que, como se verá más adelante, es similar al obtenido como promedio para las emisiones superficiales. Debe de tenerse presente que se realizará un balance de masas del metano en el vaso de vertido, para lo cual el valor medido en sondeos puede servir como base para el cálculo del porcentaje de metano oxidado en la cubierta (sellado) del vertedero.

La estimación aproximada del movimiento del gas en el vertedero en el lapso de tiempo de los tres meses de observación resulta arriesgada, es evidente que lo deseable sería poder realizar estas mediciones a lo largo de un ciclo más largo y con menor intervalo

de muestreo. De las cartografías (KO) puede deducirse que existe un movimiento del gas desde marzo hasta mayo de 2010 de forma tal que, en el primer momento los flujos mayores se dan en la zona central (zona de máximo espesor de residuos) y norte (zona más afectada por incendios y por tanto con menos materia orgánica) con un pequeño máximo en la zona ya comentada equidistante de los tres muelles de descarga, y por tanto con mayor grado de compactación de la masa de residuos. En abril, los máximos de la zona central se desplaza hacia el norte (dos máximos en la zona central/norte y en la zona este) y finalmente durante la medición de mayo aparece dos máximos de flujo en la zona central (en la zona equidistante de los muelles de descarga). Todo esto parece indicar la existencia de una migración del gas aparentemente según un patrón circular en el sentido de las agujas del reloj. Esto debe de asumirse con cautela, de hecho las cartografías obtenidas con funciones aleatorias no muestran tal patrón de conducta del metano. Como se ha comentado, el movimiento del gas se realiza fundamentalmente como consecuencia de los mecanismos citados de difusión y advención (Kjeldsen, 1996, Scheutz et al., 2009). Esto provocaría inicialmente que entre las zonas de mayor y menor concentración existiese movimiento, migración del gas (figura 4.16). Si aplicamos este razonamiento a cualquiera de las tres fechas o al promedio veremos que las zonas de mayor emisión coinciden con las zonas en las que se dan los máximos gradientes de concentración.

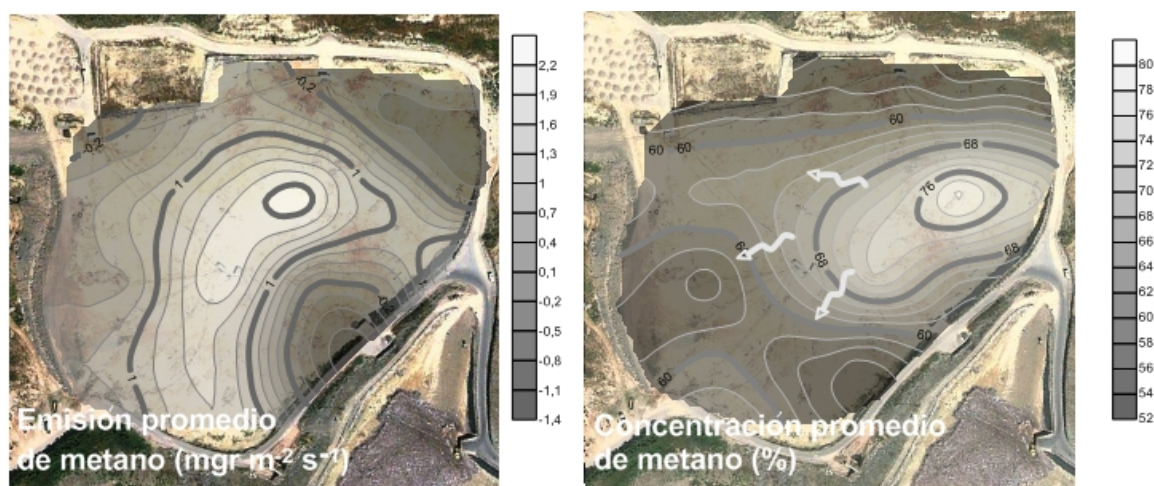


Figura 4.16. Cartografía de valores estimados de emisión y concentración para la variable metano (valores promedio). Las flechas simbolizan posibles líneas de flujo del biogás.

Este efecto se ve influenciado por el aumento de presión en el propio vertedero, como consecuencia de la continua generación de gas. En lo que se refiere a la influencia de las variaciones de presión atmosférica, en este caso parece descartable puesto que las presiones barométricas se mantuvieron casi constantes a lo largo del muestreo (957-959 mbar para el 23/03, 994-996 mbar para el 27/04, y 962 mbar para el 17/05) (Bogner et al., 1997; Czepiel et al., 2003; Gebert, 2006).

En cualquier caso, lo que si se pone de manifiesto es la existencia de una dinámica de migración y desplazamiento dentro del vaso de vertido que probablemente sea detectable incluso a escala semanal.

8. 2. Emisiones superficiales

Para estimar las emisiones superficiales del vaso nº4 de Valsequillo se realizaron tres campañas de medidas utilizando una cámara de flujo estática construida según las indicaciones de la Agencia de Medio Ambiente Inglesa (Environment Agency, 2004e). La primera campaña se realizó el 17.03.11 sin que el sistema de desgasificación estuviese en marcha, las siguientes el 17.01.12 y 22.03.12 con aspiración y extracción de biogás (de media unos 700 m³/h con el motor generando 1131 kW/h para el 17.01.12 y 1250 kW/h para el 22.03.12 y 750 m³/h). La presión atmosférica se mantuvo constante para la primera fecha entre 962 y 960 mbar, 964 mbar para el 17.01.12 y variando entre 963 y 964 mbar para el 22.03.12. Los días previos a las dos primeras fechas se produjeron precipitaciones que generaron algunas cárcavas visibles durante el muestreo. El 22.03.12 el vertedero se encontraba significativamente más seco que en las otros muestreos, pero la aspersión estaba funcionando al igual que en las otras fechas, se estaba aportando material para la cubierta (lodos y compost). No obstante todo lo anterior, se verá que no se aprecia diferencia en las emisiones entre la primera fecha y las posteriores a pesar de estar en pasivo la instalación durante el primer muestreo, probablemente al estar encharcado el vertedero por la aspersión del lixiviado y debido al efecto impermeabilizador de las lluvias de los días anteriores, situación esta que se repitió para el segundo muestreo con precipitaciones relativamente abundantes durante los días anteriores, como ya se ha señalado.

La literatura especializada pone de relieve la existencia de elevadas variaciones en lo que se refiere a las emisiones de metano/biogás desde la superficie de los vertederos. Bogner et al. (1997) ponen de manifiesto la existencia de variaciones en el espacio de hasta siete órdenes de magnitud, desde menos de 0,0004 hasta 4000 g/m²/día. No obstante existen pocas medidas de emisión de metano en vertederos publicadas (Borjesson et al., 2000). Es claro que llevar a cabo una estimación de las emisiones totales para un vertedero hace necesario la utilización de técnicas de estimación suficientemente contrastadas. Abichou et al. (2006) utilizan para caracterizar estas emisiones hasta cinco parámetros estadísticos, las medias aritmética y geométrica, la mediana y las medias geoespaciales obtenidas aplicando krigeage simple y el método de la inversa de la distancia al cuadrado. Spokas et al (2003) reconocen la necesidad de utilizar modelos geoespaciales más que

medias aritméticas que pueden estar muy influenciadas por la existencia de puntos calientes. El presente trabajo ha intentado contemplar ambos factores, la existencia de puntos calientes y zonas de circulación preferente, e incorporar las mejores técnicas de estimación disponibles.

Uno de los puntos críticos a la hora de realizar las campañas de medidas mediante cámaras es el marco de muestreo, debido a la enorme variabilidad espacial de las emisiones en superficie. Inicialmente se diseñó un marco de 20 por 20 metros, discretizando todo el vertedero excluidas las zonas más cercanas a sus límites de forma tal que la potencia de residuos siempre fuese mayor de 5 m. En la práctica, las labores de riego mediante aspersión, aportes de lodos y compost, reparaciones y un largo etcétera hicieron imposible la medida con un marco regular y fijo recurriéndose finalmente a la medida aleatoria intentando alcanzar todas las zonas de forma homogénea. Un análisis de las características del muestreo se presenta en el Anexo II.

Cámaras de Flujo

La técnica utilizada de cámaras de flujo estáticas se inició en el campo de la agricultura al inicio de la década de los 70 (Witkamp, 1969, Parkinson, 1981). A partir de los 90 se utilizó con frecuencia para medir emisiones de CO₂ en suelos volcánicos y sistemas geotérmicos (Cardellini et al., 2005). Esta técnica puede considerarse superior a otras basadas en medidas de concentración de gas a diferentes profundidades, o mediante gases traza al ser menos dependiente de factores meteorológicos que las primeras (Tregoures et al., 1999, Raco et al., 2010).

Las cámaras de flujo estáticas (Static Closed Chambers) constituyen el método más simple y más utilizado para medir flujos a través de superficies. Se basan en la premisa de que el origen de los gases de vertedero es el mecanismo de difusión. Consisten en una cámara o campana con un área inferior a 1 m² aproximadamente (figura 4.17), en la cual se mide la variación en la concentración de metano a lo largo de un intervalo de tiempo (debe tenerse en cuenta que la relación entre concentración y tiempo es claramente lineal, Environmental Agency, 2004d). La medida del flujo a través de la superficie se obtiene directamente a partir de la variación en las concentraciones con el tiempo. Una de las desventajas del método es que el área de muestreo es relativamente pequeña, por lo que resultan poco apropiadas para medir emisiones poco homogéneas tal y como ocurre en los vertederos (Sharff et al., 2005). Sin embargo, es esa escala de trabajo la que permite determinar posibles heterogeneidades en la superficie del vertedero (Bogner et al., 1997) como pueden ser grietas de retracción de la cubierta arcillosa, cortes en el geosintético... Se

recomienda el uso conjunto con anillas o collares metálicos que permitan insertar bien el receptáculo cuando el sellado está formado por materiales gruesos o groseros, o cuando el suelo está sujeto a heladas estacionales.



Figura 4.17. Cámaras de flujo estáticas utilizadas durante los muestreos (dos modelos de diferentes dimensiones) y analizador GP 2000.

El flujo se calcula a partir del producto de la variación en la concentración de metano con el tiempo (dc/dt) por la relación entre el volumen y el área de la cámara (a/v). El término dc/dt se calcula como la pendiente (positiva si el flujo es saliente, y negativa si es entrante), utilizando una simple regresión lineal entre las medidas obtenidas durante no mucho más de 300/600 segundos. El coeficiente de correlación debe ser igual o superior a 0,8 (debe de realizarse un mínimo de 5 medidas, evidentemente cuanto mayor sea el número de medidas tanto más se incrementa la precisión del resultado). Es la única metodología que permite medir flujos negativos, esto es consumo de metano atmosférico, además posibilita la medición de otros compuestos gaseosos con la única limitación de la capacidad o precisión del detector/medidor asociado (Scharff et al., 2005). Otra de las ventajas de este método radica en que los datos obtenidos pueden ser tratados estadísticamente para obtener una aproximación al comportamiento espacial y temporal del gas de vertedero, aunque quizás la mayor ventaja radique en la posibilidad de utilizar geoestadística para caracterizar la variabilidad/heterogeneidad espacial y temporal de las emisiones.

Las mediciones deben hacerse en un periodo no muy extenso (1 o 2 días) de forma tal que las condiciones barométricas fluctúen lo menos posible (Bogner et al., 1997; Environment Agency 2004d).

Los mecanismos principales que provocan la emisión de gas desde el vertedero son la difusión y la advención (por flujo o inducida por el viento). En el primer caso se trata de un transporte causado por la diferencia de concentraciones mientras que la advención se produce como consecuencia de gradientes de presión. Estos gradientes pueden ser provocados por el viento, cambios en la presión barométrica o el aumento de presión en el interior del vertedero por la propia generación de gas. Existe una relación directa entre la presión barométrica y la emisión de metano (Czepiel et al., 2003), incluso se ha observado una relación directa entre el gradiente de presión y la emisión de gas en un sistema pasivo de venteo (Gebert, 2006). A medida que aumenta la presión no sólo se reduce la emisión de gas sino que puede incluso invertirse el flujo entrando aire al vertedero a través de los sistemas de extracción.

Como la presión dentro del vertedero es mayor que la presión atmosférica el mecanismo de convección gobierna la emisión de metano fuera del vaso de vertido al menos en ausencia de sistema de desgasificación activo (Qian et al. 2002, Abichou et al., 2006).

Dada la heterogeneidad de los residuos y de la capa de sellado es muy difícil cuantificar la variabilidad espacial de las emisiones. Borjesson (2000) utiliza cámaras de flujo y estimación espacial mediante krigeage, además realiza mediciones que integran toda la superficie del vertedero de una vez mediante trazadores. Obtiene valores 4 veces superiores a los obtenidos con las cámaras debido a la existencia de puntos calientes o zonas de emisión preferente que se escapan a las cámaras.

Los procesos de oxidación del metano afectan también muy seriamente a las emisiones, las bacterias metanotróficas oxidan el CH_4 a CO_2 siendo muy importante su actividad en relación al control de las emisiones de metano desde las capas de los sellados parciales o de recubrimiento periódico (Bogner et al. 1997, Damman et al. 1999).

Los flujos negativos indican zonas en las que el vertedero actúa como sumidero consumiendo metano atmosférico (Abichou et al. 2006). El mecanismo de burbujeo se hizo muy patente durante los muestreos llevados a cabo en el vaso nº 4 (figura 4.18), que además presenta una morfología plana lo que favorece el encharcamiento producido por la lluvia directa o por el riego mediante aspersion en etapas de baja evaporación. Es en escenarios de este tipo donde se han observado emisiones producidas por este mecanismo (Abichou et al.

2006). A este aspecto se suma la naturaleza de la cobertera arenosa/arcillosas muy poco uniforme.



Figura 4.18. El burbujeo es uno de los mecanismos de emisión más claros en zonas sin pendiente y saturadas, la estructura de la capa de sellado pierde competencia y el empuje del gas genera caminos preferenciales que superficialmente se manifiestan mediante burbujas. La generación de cárcavas y de grietas de retracción puede tener similares consecuencias.

Tratamiento de datos

Los resultados obtenidos de la medición con cámaras fueron analizados de forma tal que una vez identificados los valores extremos aberrantes se dividió cada muestra en dos, una conservando dichos valores y otra sin valores extremos, considerando esta última como representativa del conjunto de emisiones en el vertedero; no obstante se procedió al análisis geoestadístico de todas las muestras.

La tabla 2.11 y figura 2.14 (en Anexo II) muestran los estadísticos básicos correspondientes a los datos muestreados incluyendo los valores considerados como extremos, sin incluir dichos valores y los correspondientes a los valores de emisión estimados (para el caso de krigeage ordinario que se adoptó como referencia al objeto de obtener una visión estadística de las estimaciones considerándose poco relevante el extender dicho análisis a todos los resultados obtenidos mediante las diferentes técnicas empleadas). El número de valores iguales a cero (o por debajo del límite de detección) es

aproximadamente del 42% siendo el porcentaje de emisiones negativas cercana al 12%, estos resultados son muy similares a los obtenidos por varios autores (Abichou et al., 2006).

Es claro que las muestras que incluyen todos los datos (sin excluir valores extremos) muestran un sesgo positivo con elevados coeficientes de variación y valores de emisión muy elevados. Por ello se recurrió a la transformación lognormal de los datos como segunda alternativa de tratamiento. Se utilizó la transformación propuesta por Abichou et al., (2006) que permite conservar los valores negativos o iguales a cero, de la forma

$$F_{ln} = \ln (F - F_{min} + 1 \text{ mg m}^{-2} \text{ s}^{-1})$$

Siendo F_{ln} la emisión transformada, F_{min} el flujo o emisión mínimo de cada muestra, la constante se utiliza con criterio empírico habiéndose elegido al proporcionar distribuciones más cercanas a la distribución normal tras probar diversas alternativas. La transformación inversa toma la forma:

$$F = \exp (F_{ln}) + F_{min} - 1 \text{ mg m}^{-2} \text{ s}^{-1}$$

Como es sabido tal transformación es aplicable al dato estimado, pero no a la varianza obtenida tras aplicar el kriging, cuya transformación inversa resulta inviable (Webster y Oliver, 2007).

También se ha recurrido a métodos no paramétricos como el kriging de indicatrices, así como a metodologías que permiten semiautomatizar el proceso de modelización de la variabilidad espacial filtrando posibles derivas, caso de las Funciones Aleatorias Intrínsecas de Orden K.

Todas las metodologías se aplicaron a las tres muestras obtenidas incluyendo y sin incluir valores extremos para la variable considerada como más importante (metano). El kriging lognormal mencionado se restringió a esta variable. El dióxido y biogás fueron tratados mediante kriging ordinario, Funciones Aleatorias Intrínsecas y Kriging de Indicatrices.

Variogramas y Covarianzas Generalizadas para las emisiones

Las figuras 4.19 a 4.21 representan los variogramas experimentales y los correspondientes modelos ajustados utilizados en el kriging ordinario para las tres fechas de muestreo y todas las variables consideradas. Para el muestreo de 17.03.11 y considerando la variable metano (muestra con y sin valores extremos y transformación lognormal de estas dos) puede verse cómo el porcentaje de varianza explicado por los modelos es muy elevado (del 100 al 92%), en todos los casos los alcances son del orden de 60 metros.

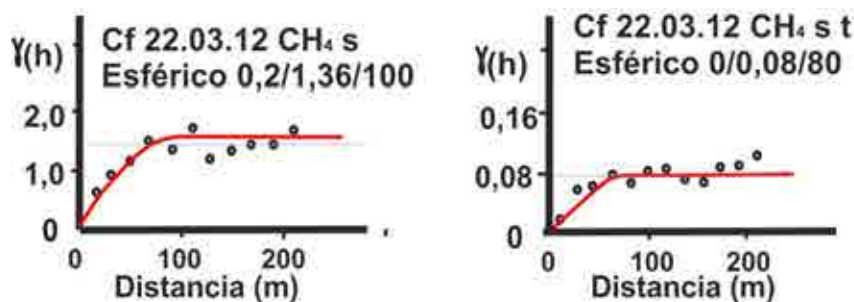


Figura 4.19. Variogramas experimentales y modelos ajustados (línea roja) para las variables emisión de CH₄ sin valores extremos (S), y con transformación logarítmica. Para los datos obtenidos en el muestreo de 22.03.2012. La línea continua gris representa la varianza, la roja el modelo escogido.

Para las variables CO₂ y biogás (ambas sin valores extremos por considerar estas muestras más representativas) los alcances son algo menores salvo para la muestra de dióxido sin transformación. Los porcentajes de varianza explicados son también algo menores (del 91% al 66%).

Para el 17.01.12 la emisión de metano tiene un comportamiento muy similar al de la fecha anterior, algo peor en el caso de la muestra con valores extremos con un efecto pepita elevado (del orden de 40 m). Los alcances son similares a los del muestreo anterior.

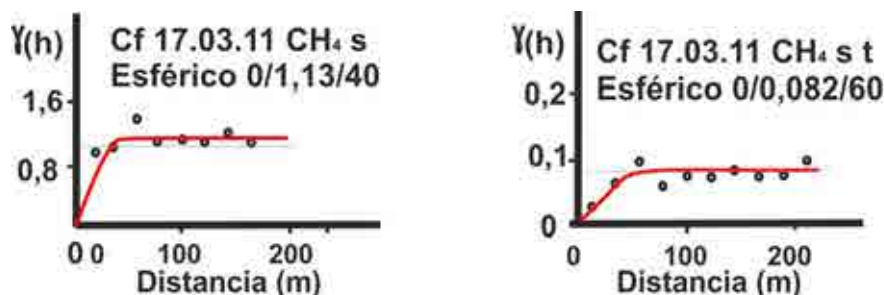


Figura 4.20. Variogramas experimentales y modelos ajustados (línea roja) para las variables emisión de CH₄ sin valores extremos (S), y con transformación logarítmica. Para los datos obtenidos en el muestreo de 17.03.2011. La línea continua gris representa la varianza, la roja el modelo escogido.

La muestra correspondiente al biogás y al dióxido presenta también alcances del orden de los 60 m con variogramas experimentales muy parecidos entre sí, situación esta que prácticamente se repite para las mismas variables y el muestreo de 22.03.12.

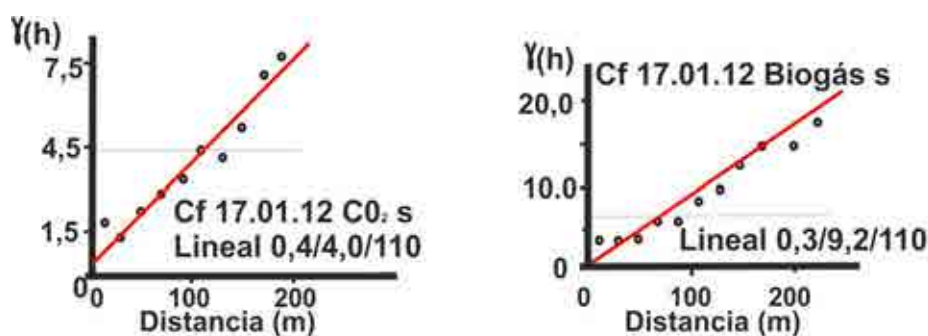


Figura 4.21. Variogramas experimentales y modelos ajustados (línea roja) para las variables emisión de CO₂ y biogás sin valores extremos (S), y sin transformación logarítmica. Para los datos obtenidos en el muestreo de 17.01.2012. La línea continua gris representa la varianza, la roja el modelo escogido.

La muestra de metano para esta última fecha repite en gran medida el comportamiento observado para el 17.03.11, el porcentaje de varianza explicado por los modelos es también muy elevado (del 88 al 99%).

La tabla 4.8 muestra los modelos de Covarianza generalizada obtenidos para aplicar el krigeage mediante funciones aleatorias intrínsecas. Como puede observarse llama la atención el hecho de que sólo se hayan detectado derivas cuadráticas para el último muestreo de la variable metano (sin incluir valores extremos). Abundan, sin embargo, los órdenes iguales a cero lo que parece indicar la inexistencia de derivas significativas. El índice de jacknife presenta en todos los casos valores bastante cercanos a la unidad.

cf 170311 FAIK	K	B0	B1	B3	BS	Jacknife
CH ₄ s	1	7,05	0,00	0,00	0,00	0,97
CH ₄ c	1	0,00	-0,92	0,00	0,00	0,57
CO ₂	0	6,83	-0,03	0,00	0,00	0,95
Biogás	0	6,48	-0,05	0,00	0,00	0,87
cf 170112 FAIK	K	B0	B1	B3	BS	Jacknife
CH ₄ s	1	0,00	0,00	0,00	0,00	0,99
CH ₄ c	0	0,00	-0,45	0,00	0,00	0,65
CO ₂	0	4,16	-0,11	0,00	0,00	0,87
Biogás	0	4,33	-0,11	0,00	0,00	0,92
cf 220312 FAIK	K	B0	B1	B3	BS	Jacknife
CH ₄ s	2	0,00	-0,40	0,00	0,00	0,70
CH ₄ c	0	0,03	-0,12	0,00	0,00	0,84
CO ₂	0	5,76	-0,06	0,00	0,00	0,87
Biogás	1	10,60	0,00	2,99E-07	0,00	1,08

Tabla 4.8. Modelos de Covarianza Generalizada, valor del jacknife y orden de la deriva para las tres fechas de muestreo para las variables metano, dióxido de carbono y biogás (s indica muestra sin incluir valores extremos y c indica lo contrario).

Si observamos los estadísticos resultantes del proceso de validación cruzada (tabla 2.12, en Anexo II) vemos que sólo se detectan valores elevados del error cuadrático medio

estandarizado para los modelos de covarianza generalizada de CO₂ y biogás de fecha 22.03.12, lo que parece indicar que la estimación tendrá varianzas bajas.

Los estadísticos obtenidos para los modelos aplicados mediante Krigeage Ordinario muestran similar comportamiento (tabla 2.12, en Anexo II), de nuevo la variable biogás y dióxido de carbono presentan valores elevados del parámetro mencionado estando el resto de estadísticos dentro de un orden asumible que mejora algo en el caso de las estimaciones realizadas mediante krigeage lognormal. Para la aplicación del krigeage de indicatrices los resultados también resultan asumibles aunque el aspecto de las distribuciones espaciales sea algo distinto.

Cartografías de emisiones superficiales

Como ya se comentó se realizaron tres campañas de medición mediante cámaras de flujo estáticas. Para cada una de ellas se procedió al tratamiento de los datos de cada muestra, en primer lugar sin excluir ninguna medición y, en segundo lugar, excluyendo los valores considerados como extremos. Se consideraron valores extremos aquellos que superan por defecto o exceso el valor de la media más tres veces la desviación estándar aunque se aplicó el criterio de forma no rigurosa (por ejemplo, cuando se detectaron agrupaciones con valores cercanos a los anteriores). Teniendo en cuenta que la media geoespacial está considerado como el estadístico más preciso a la hora de hacer estimaciones de emisiones superficiales de biogás o de metano (Spokas et al., 2003 ; Fourie y Morris, 2004; Ishuigaki et al. 2005, Abushammala et al. 2012) y que esta se obtienen a partir de la correspondiente cartografía, se recurrió a las diversas técnicas geoestadísticas de estimación ya comentadas con objeto de obtener estimaciones de las posibles emisiones lo más contrastadas posibles. No obstante lo anterior, muchos autores utilizan y dan mayor crédito al método de la Inversa de la distancia al cuadrado, motivo por el cual se aplicó alternativamente dicha técnica, los resultados como se verá, no mejoran los ya obtenidos mediante las técnicas geoestadísticas, con la desventaja de no obtener cartografía de errores.

No se presentan todas las cartografías realizadas para cada fecha de muestreo con la intención de sintetizar resultados, lo contrario haría enormemente extensa la memoria sin que se puedan aportar conclusiones relevantes para muchas de las estimaciones realizadas. El número de medidas y la ubicación de las cámaras varió en las tres campañas de muestreo (Figura 4.22), además aunque las condiciones barométricas se mantuvieron estables no eran idénticas, motivo por el cual no se recurre a valores promedios de las tres campañas. Se procedió a estimar emisiones mediante las cuatro metodologías comentadas para, una vez

conocidas estas, utilizar el promedio. Adicionalmente se utilizó la técnica de la inversa de la distancia al cuadrado, habida cuenta de su extendido uso, aunque su valor no se incluyó en el promedio final. Como se detallará más adelante los cálculos finales considerados como más cercanos a la realidad se obtuvieron tras desechar los valores anómalos de cada muestra (variable sin extremos).

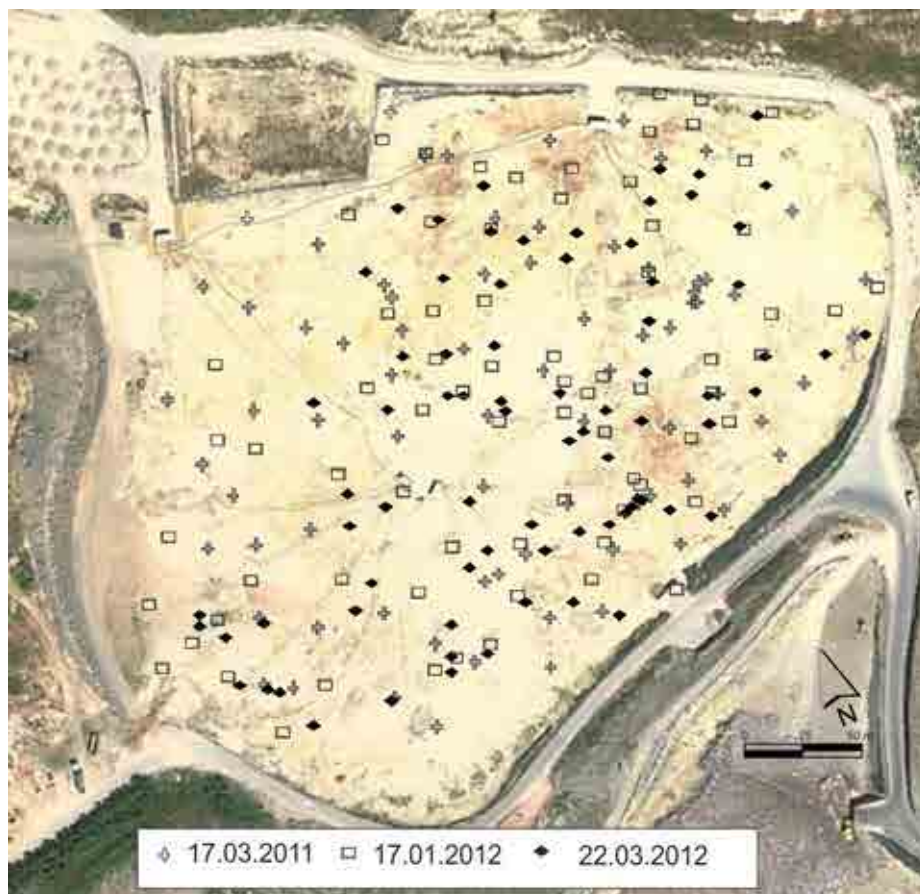


Figura 4.22. Situación de las cámaras de flujo durante las tres campañas de muestreo

CH₄

La cartografía obtenida mediante krigeage ordinario (KO) para la variable CH₄ (figura 4.23) proporciona valores de emisión promedio de 0,51 mg m⁻² s⁻¹ (para las tres fechas de muestreo, con un rango de -3 a 4 mg m⁻² s⁻¹) con desviaciones estándar bastante moderadas (de 0,64 de promedio). Las máximas emisiones se detectan hacia la zona central del vaso de vertido.

Si se consideran los valores extremos las emisiones se disparan a 6,71 mg m⁻² s⁻¹ (con desviaciones estándar promedio elevadas, de 3,10). Las cartografías muestran “puntos calientes” y máximos muy dispersos por toda la superficie del vertedero. La existencia de puntos calientes o zonas de salida preferencial del biogás suelen ser muy frecuentes en las

llamadas zonas de burbujeo (zonas sin pendiente) en las cuales la saturación de la cubierta margosa hace que se pierda la cohesión del suelo y facilita la salida de biogás (Abichou et al., 2006). Debe señalarse que dichos “puntos calientes” se detectan también en la cartografía elaborada excluyendo los valores extremos lo que evidencia la existencia de zonas de circulación preferencial. Parece claro que estas estimaciones se ven muy influenciadas por los citados valores aberrantes que introducen un elevado sesgo, lo que desaconseja su consideración como estimaciones válidas.

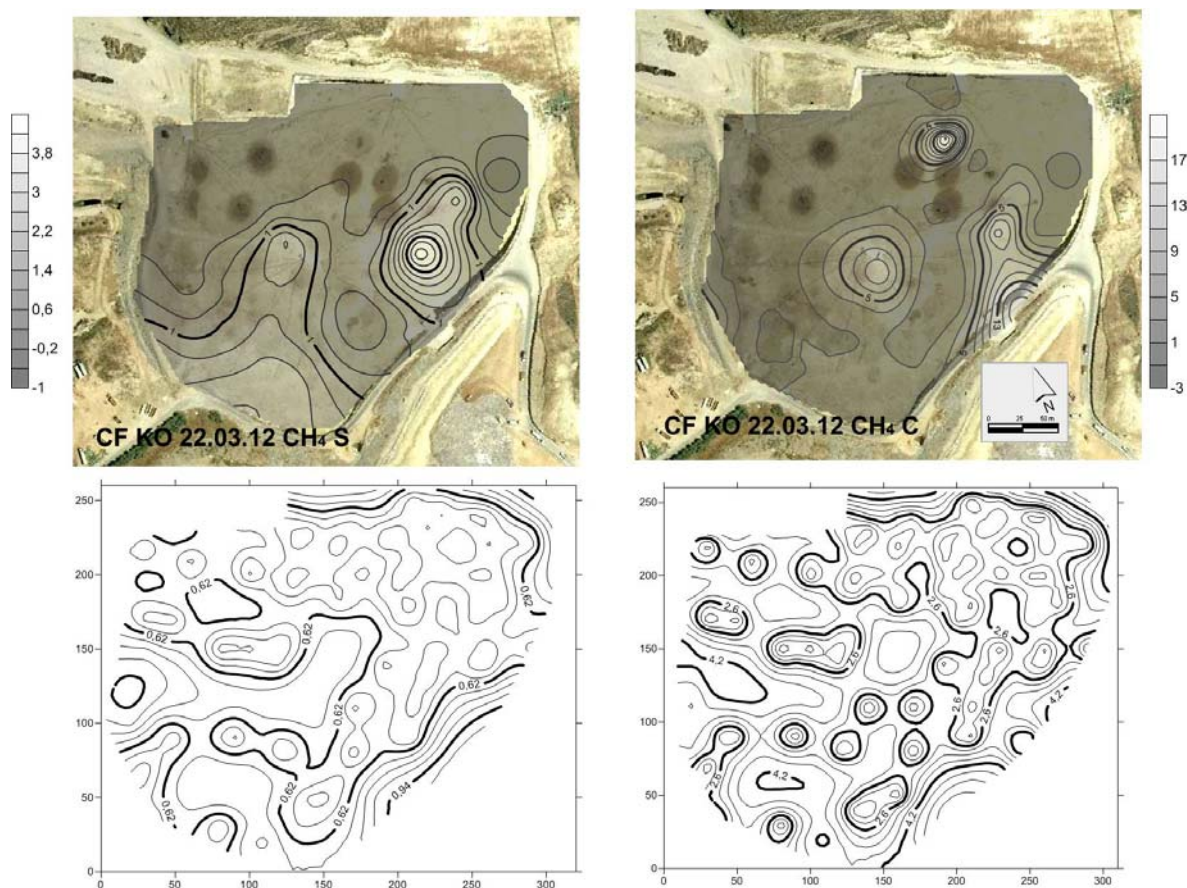


Figura 4.23. Cartografía de valores de emisión estimados mediante kriging ordinario para la variable metano y para el muestreo de 22.03.2012. Las medidas se realizaron utilizando cámaras de flujo estáticas. Unidades en $\text{mg}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{s}^{-1}$. Los mapas inferiores muestran la incertidumbre de las estimaciones (mapas de desviación estándar). (S – muestra sin incluir valores extremos, C – muestra incluyendo valores extremos).

Para las citadas fechas de muestreo se recurrió a una transformación logarítmica normal (Abichou et al., 2006) ya comentada (kriging lognormal –KLO-). El aspecto espacial de las cartografías (con y sin valores extremos, figura 4.24) es muy similar al obtenido mediante kriging ordinario en todos los casos. La cartografía de valores estimados sin considerar los valores extremos es casi igual en ambos casos aunque la transformación inversa suaviza los valores de forma que se obtienen valores de emisión estimados más moderados (de $1,2 \text{ mg m}^{-2} \text{ s}^{-1}$ de promedio). Los valores correspondientes a la desviación

soy muy bajos ($0,15 \text{ mg m}^{-2} \text{ s}^{-1}$ de promedio) debido a que no es posible realizar para ellos la transformación inversa (Webster y Oliver, 2007).

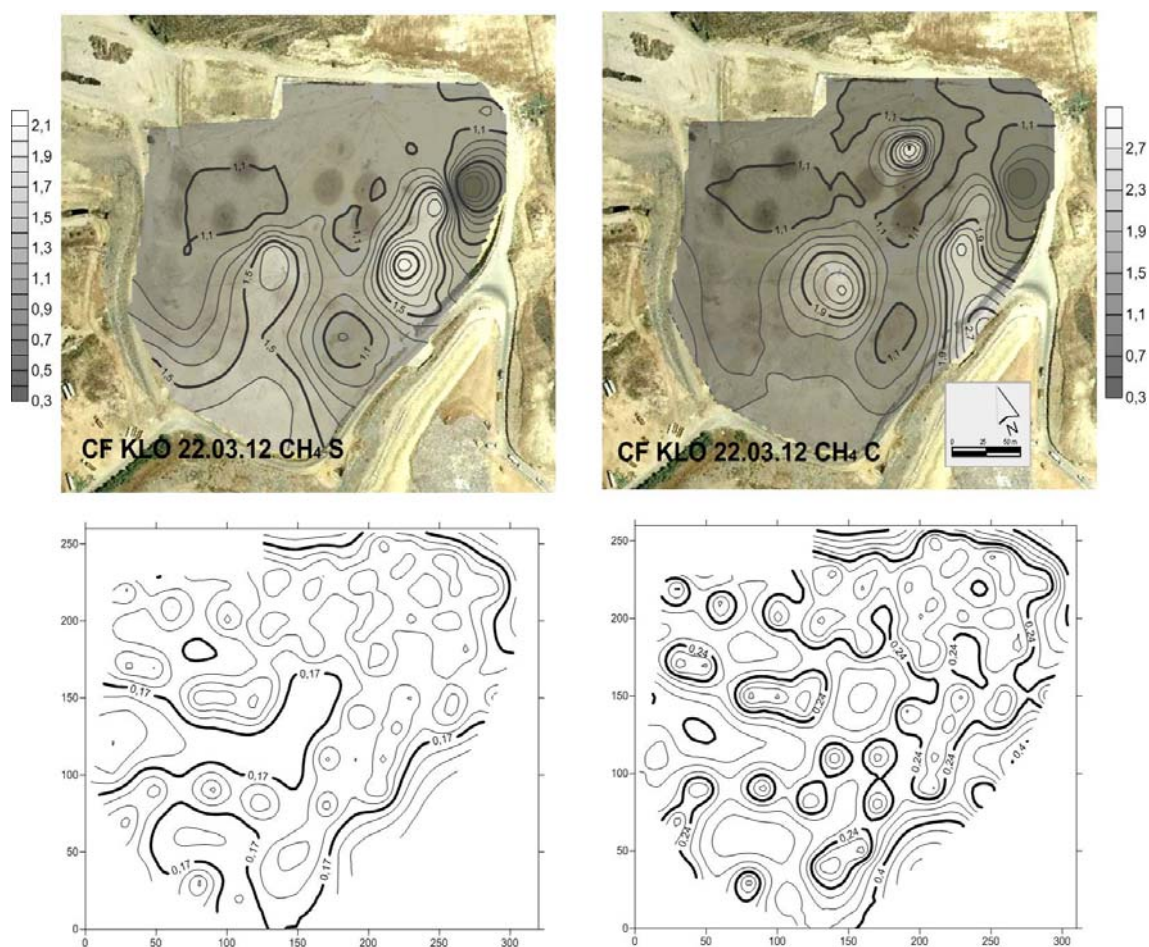


Figura 4.24. Cartografía de valores de emisión estimados mediante Krigeage Lognormal para la variable metano (muestreo de 22.03.2012 medidas realizadas utilizando cámaras de flujo estáticas). Unidades en $\text{mg.m}^{-2}.\text{s}^{-1}$. Los mapas inferiores muestran la incertidumbre de las estimaciones (mapas de desviación estándar). (S – muestra sin incluir valores extremos, C – muestra incluyendo valores extremos).

La aplicación de las funciones aleatorias intrínsecas permitió obtener las correspondientes cartografías de emisiones. Un ejemplo de las cuales se muestra en la figura 4.25. El aspecto es algo distinto al obtenido mediante KO y KLO aunque en esencia se mantienen las características espaciales de la variable. La estimación a partir de la muestra de metano (sin incluir valores extremos) muestra máximos hacia el centro y norte del vertedero, con un valor medio de $3,00 \text{ mg m}^{-2} \text{ s}^{-1}$ con valores elevados para su límite superior y desviaciones estándar de 2,7. Sin embargo, los estadísticos utilizados en el proceso de validación cruzada no ponen de relieve este extremo, parece que la estimación mediante modelos de covarianza generalizada se ajusta más a la unidad (msse) aunque las cartografías obtenidas mediante KO parecen tener a un aspecto más natural. Al igual que

ocurre con KO, al considerar valores extremos las emisiones alcanzan valores difíciles de asumir (con un promedio de $4,18 \text{ mg m}^{-2} \text{ s}^{-1}$).

También se realizó el tratamiento mediante Krigeage de indicatrices para la variable metano (sin y con valores extremos). La cartografía correspondiente al metano sin valores extremos permite estimar valores similares a los obtenidos mediante las técnicas ya mencionadas ($0,14 \text{ mg m}^{-2} \text{ s}^{-1}$ con desviaciones estándar de 1,10). La distribución espacial resulta algo distinta respecto a la obtenida mediante las metodologías anteriormente comentadas, aunque los máximos siguen situándose hacia la zona centro y norte. Si se incluyen los valores extremos el resultado es similar al comentado para KO o Funciones aleatorias Intrínsecas, las emisiones se disparan hasta valores difícilmente asumibles (de hasta $50,00 \text{ mg m}^{-2} \text{ s}^{-1}$).

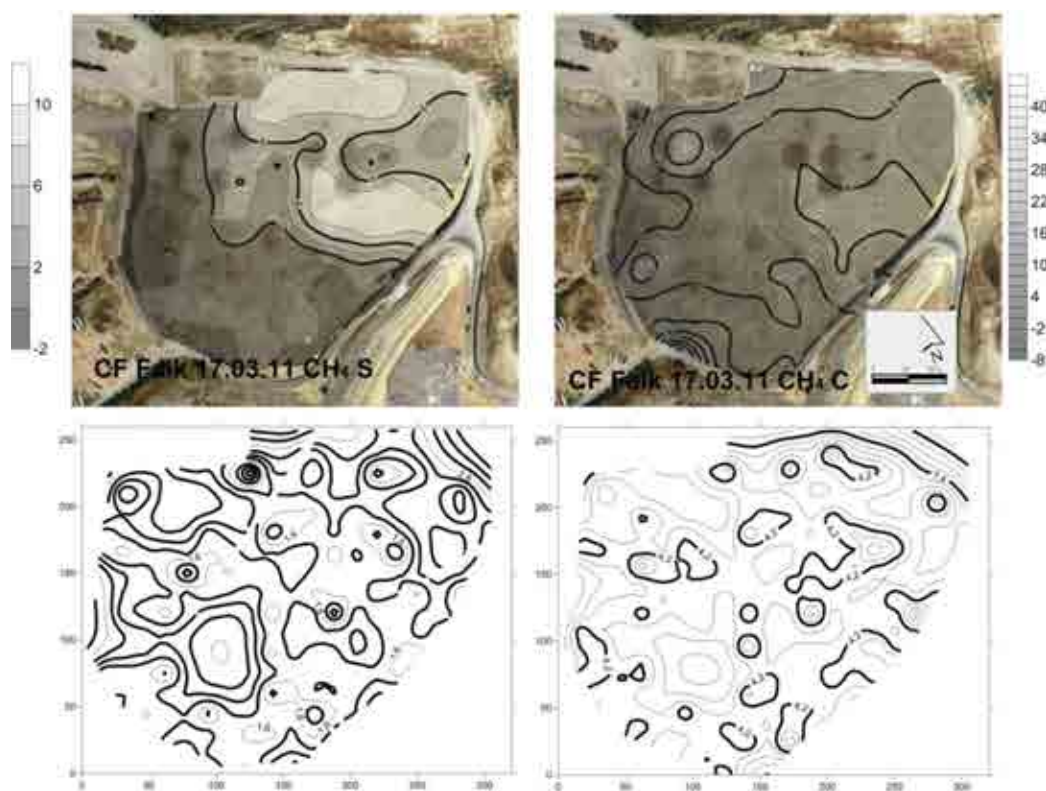


Figura 4.25. Cartografía de valores de emisión estimados mediante Funciones Aleatorias Intrínsecas de Orden K para la variable metano (muestreo de 17.03.11 medido mediante cámaras de flujo estáticas). Unidades en $\text{mg} \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{s}^{-1}$. Los mapas inferiores muestran la incertidumbre de las estimaciones (mapas de desviación estándar). (S - muestra sin incluir valores extremos, C - muestra incluyendo valores extremos).

CO₂ y Biogás

Para el caso de las variables CO₂ y biogás se estudió la opción sin valores extremos por considerarla la más ajustada a la realidad (muchos de estos valores extremos pueden deberse a errores en el proceso de medida). Se aplicó krigeage ordinario obteniendo un

rango de valores de emisión estimados bastante moderados (para el CO_2 de $0,18 \text{ mg m}^{-2} \text{ s}^{-1}$ con desviaciones estándar de $0,86$ - y para el biogás de $0,24$ -desviaciones estándar de $1,31 \text{ mg m}^{-2} \text{ s}^{-1}$). Ambas variables muestran una distribución espacial muy parecida entre sí, con máximos en la zona norte y centro del vertedero donde parecen situarse los mayores espesores de sellado (17.03.2011), zona centro/sur (17.01.2012) y zona central (22.03.2012) los valores más bajos se sitúan allí donde se sitúan los más elevados para la variable metano.

La aplicación de las funciones aleatorias intrínsecas permitió obtener las cartografías de la Figura 4.26. Las cartografías obtenidas mediante modelos de covarianza generalizada para la variable CO_2 muestran emisiones promedio de $3,08 \text{ mg m}^{-2} \text{ s}^{-1}$ (con desviaciones estándar de $2,1 \text{ mg m}^{-2} \text{ s}^{-1}$) y de $2,95 \text{ mg m}^{-2} \text{ s}^{-1}$ para la variable biogás (desviaciones estándar de $2,90 \text{ mg m}^{-2} \text{ s}^{-1}$) ambas correspondientes al tratamiento de la muestra excluyendo los valores extremos. El aspecto es algo distinto al obtenido mediante KO, aunque en esencia se mantienen las características espaciales de la variable, se aprecian zonas de emisión puntuales repartidas por todo el vertedero, emisiones máximas hacia la zona central y un acusado efecto de borde con errores elevados hacia los límites del área de estimación.

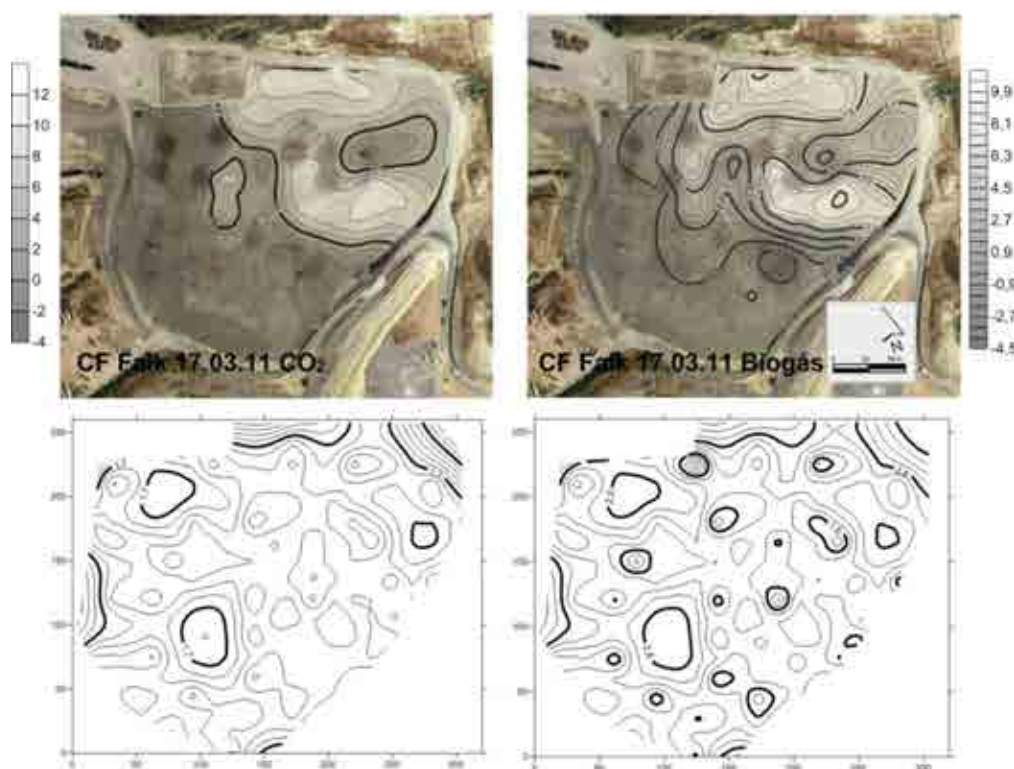


Figura 4.26. Cartografía de valores de emisión estimados mediante Funciones Aleatorias Intrínsecas de Orden K para las variables dióxido de carbono y biogás (muestreo de 17.03.11 medidas realizadas con cámaras de flujo estáticas). Unidades en $\text{mg.m}^{-2}.\text{s}^{-1}$ Los mapas inferiores muestran la incertidumbre de las estimaciones (mapas de desviación estándar).

El tratamiento mediante Krigeage de indicatrices para la variable biogás (figura 4.27) muestra resultados muy parecidos para las tres fechas de muestreo con emisiones estimadas de $3,06 \text{ mg m}^{-2} \text{ s}^{-1}$ y desviaciones estándar de $2,70 \text{ mg m}^{-2} \text{ s}^{-1}$. Los máximos se sitúan hacia la zona central y se aprecian algunos puntos calientes hacia la zona sur y suroeste.

La figura 2.16 (Anexo II) muestra las cartografías obtenida para la variable metano (sin valores extremos, para el muestreo de 17.03.11) utilizando la metodología de la inversa de la distancia al cuadrado, los resultados son parecidos a los obtenidos mediante krigeage ordinario (a la derecha) aunque en este caso se añade la desventaja de no conocer la incertidumbre de la estimación.

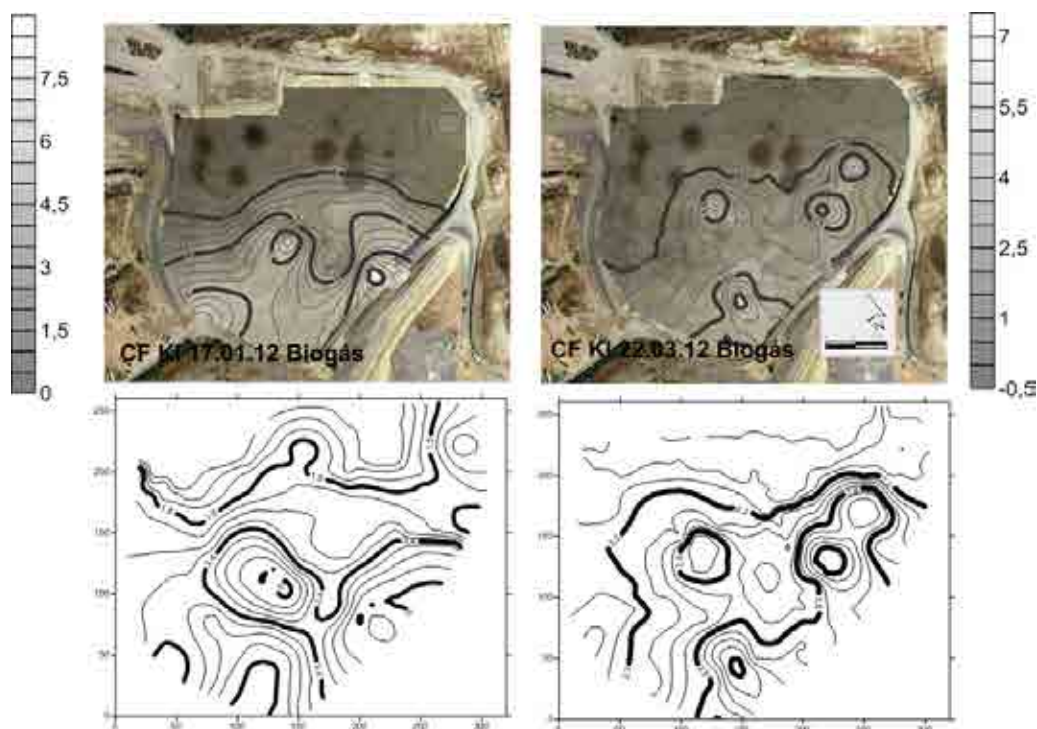


Figura 4.27. Cartografía de valores de emisión estimados mediante Krigeage de Indicatrices para la variable biogás (muestreo de 17.03.2012 realizado mediante cámaras de flujo estáticas). Unidades en $\text{mg.m}^{-2}.\text{s}^{-1}$ Los mapas inferiores muestran la incertidumbre de las estimaciones (mapas de desviación estándar).

Cálculo de la emisión

De forma similar a como se calcularon las emisiones a partir de las medidas en sondeos de desgasificación se procedió al cálculo de la media geoespacial, entendida esta como la relación entre el volumen de emisión neta (volumen positivo menos volumen negativo) y el área total considerada (Abichou et al., 2006, Spokas et al., 2003, Hedge, 2003), a partir de las diferentes cartografías de emisiones estimadas obtenidas mediante las herramientas geoestadísticas comentadas. Los resultados quedan reflejados en la tabla 4.9.

fecha muestreo	Método	CH ₄ s	CH ₄ c	CO ₂	Biogás
170311	KO	0,01	0,63	0,04	0,05
	KLO	0,30	0,46		
	FAIK	0,21	0,40	0,29	0,30
	KI	0,01	0,08		0,21
	IDC	0,01	0,20		
	promedio	0,13	0,50	0,17	0,26
170112	KO	0,08	0,74	0,20	0,41
	KLO	0,10	0,75		
	FAIK	0,14	0,43	0,27	0,30
	KI	0,12	0,85		0,36
	IDC	0,09	0,96		
	promedio	0,11	0,75	0,24	0,36
220312	KO	0,09	0,27	0,12	0,23
	KLO	0,09	0,22		
	FAIK	0,06	0,21	0,13	0,27
	KI	0,06	0,26		0,26
	IDC	0,08	0,19		
	promedio	0,08	0,23	0,13	0,25

Tabla 4.9. Estimaciones de la media geoespacial obtenidas mediante diferentes metodologías a partir de flujos calculados mediante cámara estática ($\text{kg}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{d}^{-1}$). El promedio no incluye los valores obtenidas mediante Inversa de la distancia al cuadrado. KO-Krigeage Ordinario, KLO – Krigeage lognormal, FAIK – Funciones Aleatorias Intrínsecas de orden K, KI- Krigeage de indicatrices, IDC- Inversa de la distancia al cuadrado. CH s – Metano sin valores extremos, CH c – Metano incluyendo los valores extremos.

Cartografía de isoprobabilidades

Se aplicó el krigeage de indicatrices para estimar las cartografías de probabilidad de superar un determinado valor de corte para algunas de las variables muestreadas. Debe de tenerse presente que el cálculo de probabilidades tiene interés, a efectos prácticos, para determinar la correcta gestión del sistema de desgasificación y del sistema de sellado. Las máximas probabilidades de superar determinados valores de emisión pondrán de relieve la existencia de zonas con sellado deficiente, que pueden ser zonas con circulación preferente del biogás (sea por exceso de aspersión y pérdida de la cohesión de la capa de sellado, o por existencia de grietas, espesores de cubrición insuficientes o naturaleza arenosa del sellado). La aplicación de esta técnica permite, por ejemplo, determinar las zonas más expuestas a la corrosión. Para ello se elaboraron cuatro cartografías de isoprobabilidad de superar los valores de corte de 12, 25, 65 y 110 ppm correspondientes a la probabilidad de superar contenidos bajos, medios, altos y muy altos de sulfuro de hidrógeno (Figura 4.28). Puede apreciarse como para contenidos elevados en sulfuro la zona que muestra las mayores probabilidades de superar contenidos por encima de 65 ppm se sitúa en la zona este del vaso de vertido, aspecto este que puede resultar útil a la hora de planificar la explotación del campo de gas.

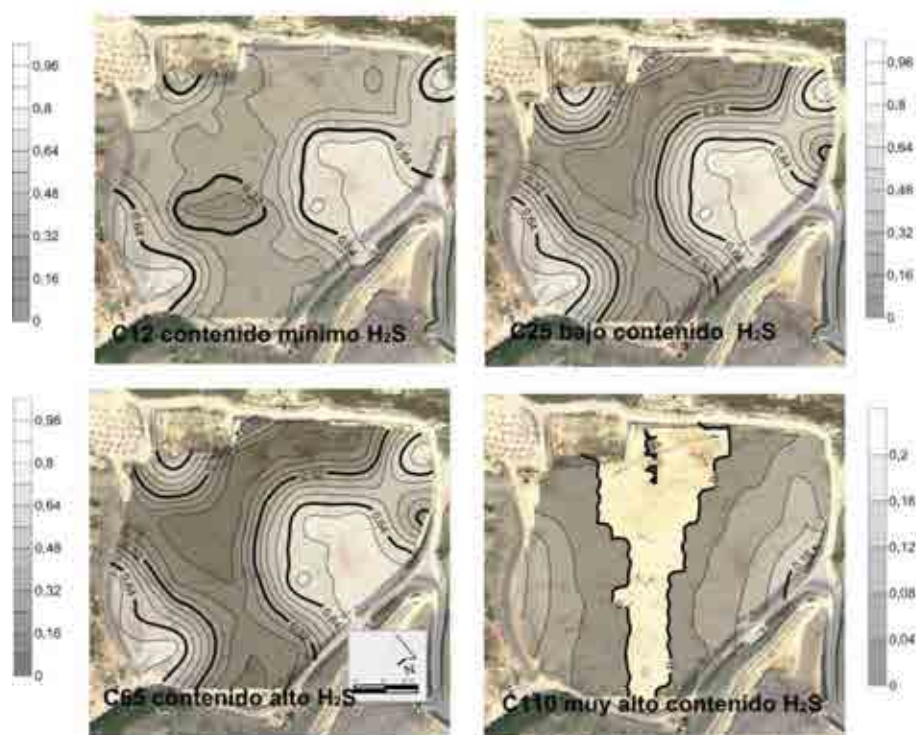


Figura 4.28. Cartografía de isoprobabilidades para la variable H₂S y varios valores de corte. Se expresa la probabilidad de superar cada uno de esos valores de corte como herramienta para planificar la explotación del campo de gas. Se aprecia como las probabilidades de superar 110 ppm difícilmente llegan a superar el 20%.

La Figura 4.29 muestra otro ejemplo relativo a las emisiones de metano sin valores extremos, las cartografías utilizando dos valores de corte (1 y 4 mg.m⁻².s⁻¹) muestran que las probabilidades mayores de superar cada valor de corte se sitúa al Norte y se extienden a medida que aumenta el valor límite hasta ocupar la mitad aproximadamente del vertedero (parece coincidir con las zonas que soportan más riesgo por aspersión de lixiviados recirculados).

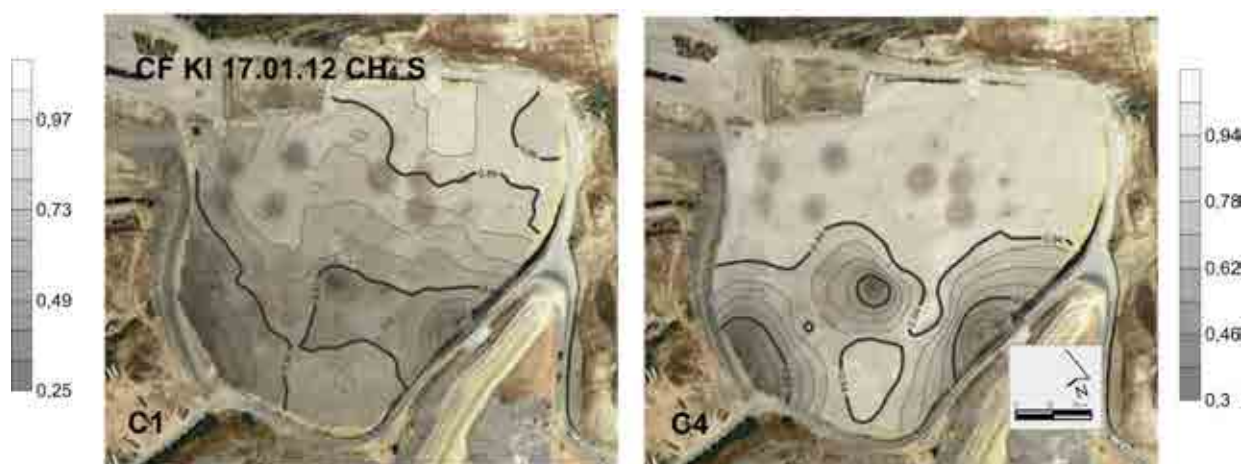


Figura 4.29. Cartografías de isoprobabilidades para diferentes valores de corte para la variable metano para el muestreo de 17.01.12 (valor de corte expresado en mg m⁻² s⁻¹ (S sin valores extremos, C - incluyendo los valores extremos).

9. Tomografías eléctricas

Durante enero de 2014 se llevó a cabo una campaña de prospección geofísica mediante perfiles de tomografía eléctrica, con el propósito de identificar posibles sectores en los que se produzca infiltración de lixiviados en los vertederos incluidos en el Complejo Medio Ambiental de Valsequillo o en sus proximidades. Ya se comentó que existen seis vasos de vertido, de los cuales el nº 4 es el aquí estudiado en lo que se refiere a biogás, fundamentalmente. A finales de los noventa se implantaron los vasos 1 y 2 sin impermeabilización en su base (la normativa no obligaba a ello antes de la Directiva 1999/31/CE), posteriormente durante el año 2011 se implantó el vaso nº 6 sobre los vasos 1 y 2. Las fuertes lluvias de septiembre de 2012 provocaron diversos daños en este último vertedero. La aparición de lixiviados en el entubado que discurre bajo los tres vasos y la naturaleza del sustrato triásico, con potentes paquetes de yesos que pueden observarse en las inmediaciones, llevó a sospechar la existencia de posibles fugas procedentes principalmente de los vasos más antiguos. El conocimiento detallado de la distribución de los lixiviados en época de lluvias en el interior del vaso nº 4 fue otro de los motivos para acometer la campaña geofísica. Por desgracia, el sistema de caudalímetros que permitiría modelizar y estimar el balance de aguas en estos vertederos no estuvo disponible hasta entrado el año 2014, por lo que, en ausencia de un balance fiable era prácticamente imposible tener certeza en relación a la existencia de fugas de lixiviado.

Como es sabido, la naturaleza y composición de las rocas, la textura más o menos alterada, la porosidad unida al contenido en fluidos, son factores que van a condicionar la existencia de una mayor o menor concentración de iones. Una mayor movilidad de estos iones tiene como consecuencia una mayor conductividad o, lo que es lo mismo, una menor resistividad que es la variable objeto de medida con la metodología empleada.

La prospección geofísica mediante perfiles de tomografía eléctrica consiste en la implantación de numerosos electrodos a lo largo de un perfil, con una separación determinada. Todos los electrodos se conectan al equipo de medida y, mediante un software secuencial específico para cada trabajo, se planifica que electrodo debe medir corriente y en qué momento. Es decir, se programan cuáles deben ser los cuadripolos que funcionan en cada momento y con qué disposición. El resultado final es una sección del terreno en la que se representan los valores de resistividad mediante una escala de colores para que se pueda apreciar mejor la evolución y las variaciones de este parámetro y, en consecuencia, llevar a cabo las interpretaciones correspondientes.

Se planificaron cuatro perfiles con separación entre electrodos de 5 m, con 135 electrodos (el perfil 1) y 72 electrodos (los perfiles 2, 3 y 4) y 5070 cuadripolos de medida por perfil. La profundidad máxima de la investigación fue de 70 m y se emplearon los dispositivos de medida tipo Dipolo-dipolo y Schlumberger-Wenner (dispositivo de tipo mixto). El equipo empleado es el modelo SYSCAL PRO Switch 72 (IRIS INSTRUMENTS, Orleáns, Francia). Los programas de procesado utilizados han sido Electre PRO, Prosys y Res2dinv. Habiendo sido diseñada la campaña por la mercantil AGS., a propuesta del Consorcio Provincial de RSU de Málaga y del autor de esta memoria.

Los resultados pueden visualizarse en las figuras 4.30 a 4.33. En los perfiles de tomografía eléctrica se puede ver una distribución de colores que reflejan los distintos valores de resistividad de las formaciones analizadas. Esta correlación entre valores de resistividad y colores se identifica en la parte baja de cada perfil, en forme de una regleta de colores. Esta regleta representa, con colores azules, los valores más bajos de resistividad (entre 0 y 1.5 ohm. m), es decir, los sectores caracterizados por materiales muy conductores. Del mismo modo, se representan con colores rojos los materiales más resistivos (resistividades mayores de 300 ohm. m). Los distintos colores se han atribuido a diferentes litologías/materiales: los colores azulados corresponden a los materiales más conductores, es decir, la unidad de rellenos en la parte más saturada y, también, sectores de acumulación de lixiviados. Los colores verdosos se han atribuido a otro tipo de materiales de relleno y probablemente a materiales de relleno sin saturar (situados por encima del nivel freático). Los materiales representados por colores amarillos, naranjas, pardo, rojos y morados corresponden a materiales más resistivos, que en parte son los materiales que forman los terraplenes, rellenos de diferente naturaleza y materiales correspondientes al sustrato geológico sobre el que se asienta el vertedero.

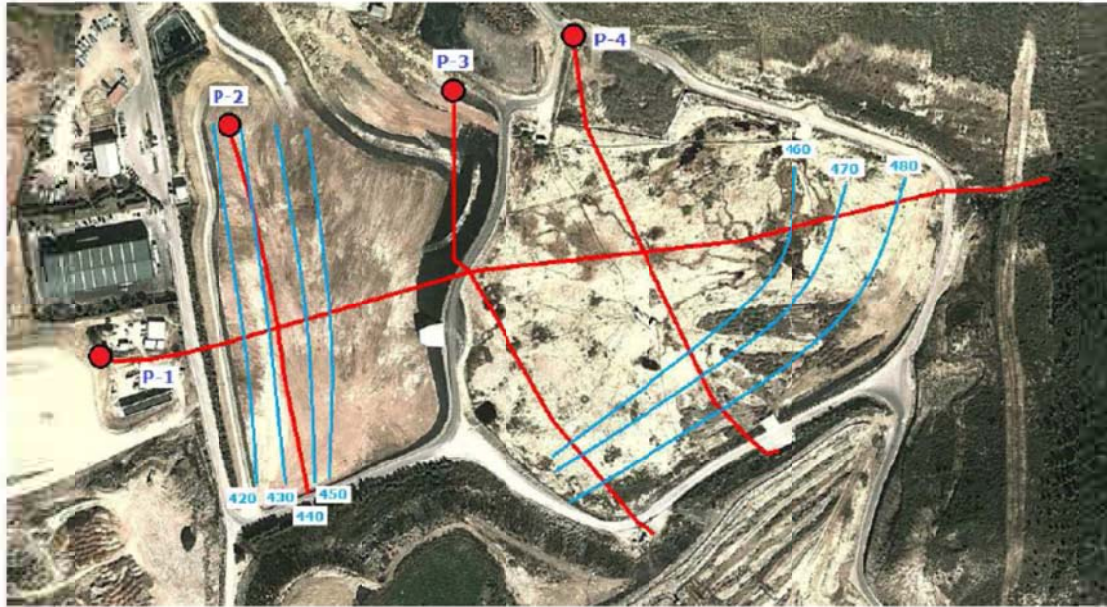


Figura 4.30. Situación de los perfiles y cotas aproximadas del sustrato triásico deducidas de los perfiles geoelectricos. Modificado de AGS/CPRSUM, 2014.

El sustrato (trías Keuper) se sitúa a una cota de 460-465 msnm (en las figuras que incluyen perfiles, se corresponde con los tonos desde marrones a rojos) y presenta pendiente hacia el oeste de forma que alcanza la cota 420 msnm bajo el vaso nº 6. En los perfiles se detectan zonas con elevadas resistividades que se corresponden con los terraplenes que conforman los vasos de vertido (por ejemplo, toda la zona profunda hacia el sur del perfil 2 o en los extremos este y oeste del perfil 1). Se trata de un sustrato de alta resistividad que muestra bastante continuidad excepto en un sector del Perfil 3. En esta zona se observa la respuesta característica de una discontinuidad, posiblemente una fractura o zona de circulación preferente en la que se detecta una zona con altas conductividades (bajos valores de resistividad, tonos azules en el gráfico). En los perfiles 1 y 4 no se identifica con claridad una fractura pero se intuye una anomalía morfológica en el sustrato que, si se interpreta como tal, muestra una cierta lógica al mantener una continuidad entre los perfiles (ver figuras 4.32 y 4.33). Esta discontinuidad, una vez correlacionada entre los perfiles, podría indicar la presencia en el sustrato de una fractura de dirección ONO-ESE. Si tenemos en cuenta la naturaleza del sustrato, la ausencia de impermeabilización de fondo en los vasos 1 y 2 y la naturaleza de los lixiviados, fuertemente cargados en dióxido de carbono dada su alta solubilidad y, por tanto, con un fuerte carácter ácido, parece más probable la existencia de una zona de disolución de los yesos triásicos (por otra parte bastante frecuentes en esta formación y en el entorno de Bobadilla) o, lo que es todavía mucho más probable, la existencia de un pequeño manantial muy frecuente en

este sustrato salino, cuyo aporte satura zonas de acopio de materiales heterogéneos que incluyen escombros, voluminosos y un largo etcétera.

En relación con los materiales que rellenan los vertederos se aprecia una capa superior de RSU con resistividades relativamente moderados (entre 15 ohm x m y 50 ohm x m) que se alterna con zonas de terraplén con resistividades elevadas (entre 500 y 1.000 ohm x m) (se aprecian al inicio y final del perfil 4, en el perfil 3 separando los vasos 4 y 6, en el perfil 1 se observa con más claridad esta formación entre ambos vertederos). Esta capa se extiende a lo largo de todos los perfiles y presenta espesores variables. En el perfil 4 se aprecia cómo se acuña hacia los bordes alcanzando en su zona central un espesor de 20 metros. En la figura se ha marcado como Relleno 1 y 1'. Este último se corresponde con una capa de menor resistividad. El conjunto dibuja la forma del nivel de lixiviados en el vaso, discontinuo y poco homogéneo a escala de vertedero.

La capa geoelectrónica inferior (relleno 2 en la Figura 4.33, perfil 4), situada inmediatamente por debajo de la capa superficial, presenta valores de resistividad muy bajos, alcanzando en numerosas ocasiones valores menores de 0.2 ohm x m. debido a la acumulación de lixiviados y al elevado grado de saturación del residuo. Aunque es una capa muy homogénea muestra sectores extremadamente conductivos correspondientes a zonas de acumulación de lixiviados (señalados como elipses de color azul).

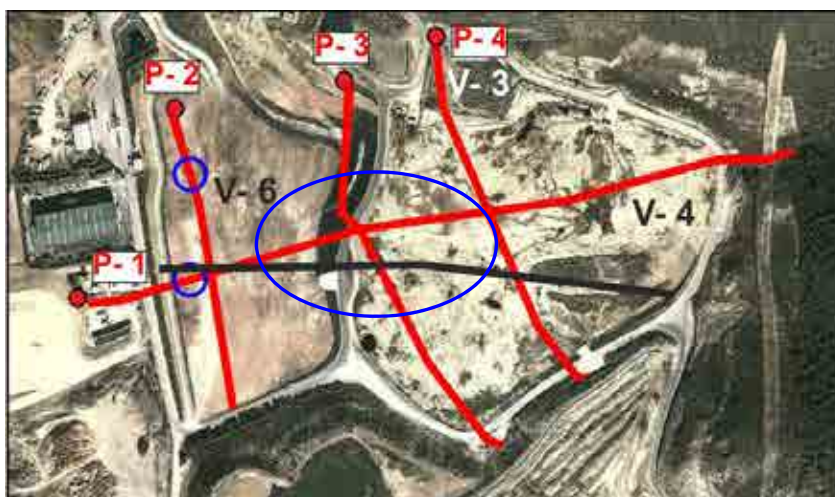


Figura 4.31. Las formas circulares azules señalan las zonas de máxima acumulación de lixiviados, la línea negra la posición aproximada de una posible fractura, aunque parece más probable la existencia de zonas de disolución que se situarían en dicha línea entre ambos vasos y/o de zonas con rellenos heterogéneos saturadas en lixiviados (inmediaciones de V-3). Modificado de AGS/CPRSUM, 2014.

El extremo oeste del perfil 1 se ha interpretado como una de las dos áreas en que se detecta el vaso 2 bajo el vaso 6. La otra zona se encuentra al norte del perfil 3. En el primer perfil coincide esta zona con la considerada como área de posibles fugas de lixiviado,

aunque es muy posible que lo que se detecta con valores muy poco resistivos se corresponda con la zona saturada del vaso de vertido 2. Posiblemente una posterior campaña con mayor apertura de alas que permita alcanzar mayor profundidad pueda resolver este extremo. Por último, en el extremo norte del perfil 4 se detecta el material de relleno que separa el vaso 4 del vaso 3. La interpretación de resultados inicial conectaba los vasos de vertido 4 y 6 (ver perfiles 1 y 3), extremo este que se considera bastante improbable (seguramente la existencia de los vasos 1 y 2 bajo el 6 propician esta interpretación) por lo que, en los perfiles se han diferenciado de forma separada las diferentes capas en estos dos vertederos. De otra parte, cabe la posibilidad de que exista un relleno de materiales muy heterogéneos (restos de poda, escombros, voluminosos...procedentes de una antigua zona de acopio) en la zona señalada como de posibles fugas, área que debe estar saturada en lixiviado, generando así la zona con altas conductividades apreciable en el perfil 4. Debe señalarse por último, la existencia en las inmediaciones de pequeños manantiales emplazados en los yesos triásico, puestos al descubierto por los movimientos de tierras llevados a cabo para la obra civil de algunas de las instalaciones existentes que muy posiblemente contribuyan de forma determinante a la aparición de algunas de las zonas con altas conductividades situadas en profundidad.

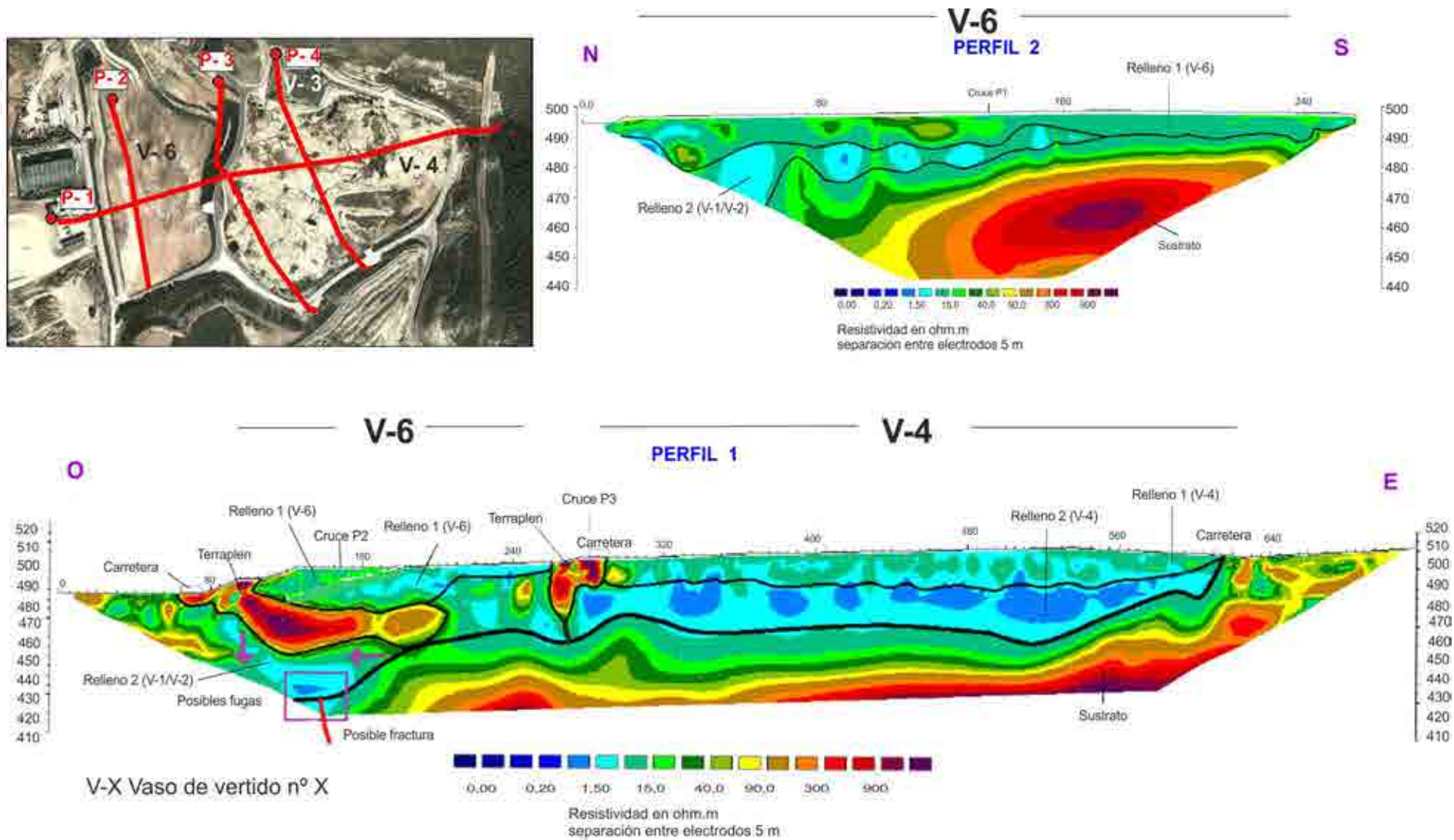


Figura 4.32. Perfiles obtenidos mediante tomografía eléctrica para varios vasos de vertido del complejo Ambiental de Valsequillo (perfiles 1 y 2). Modificado de AGS/CPRSUM, 2014.

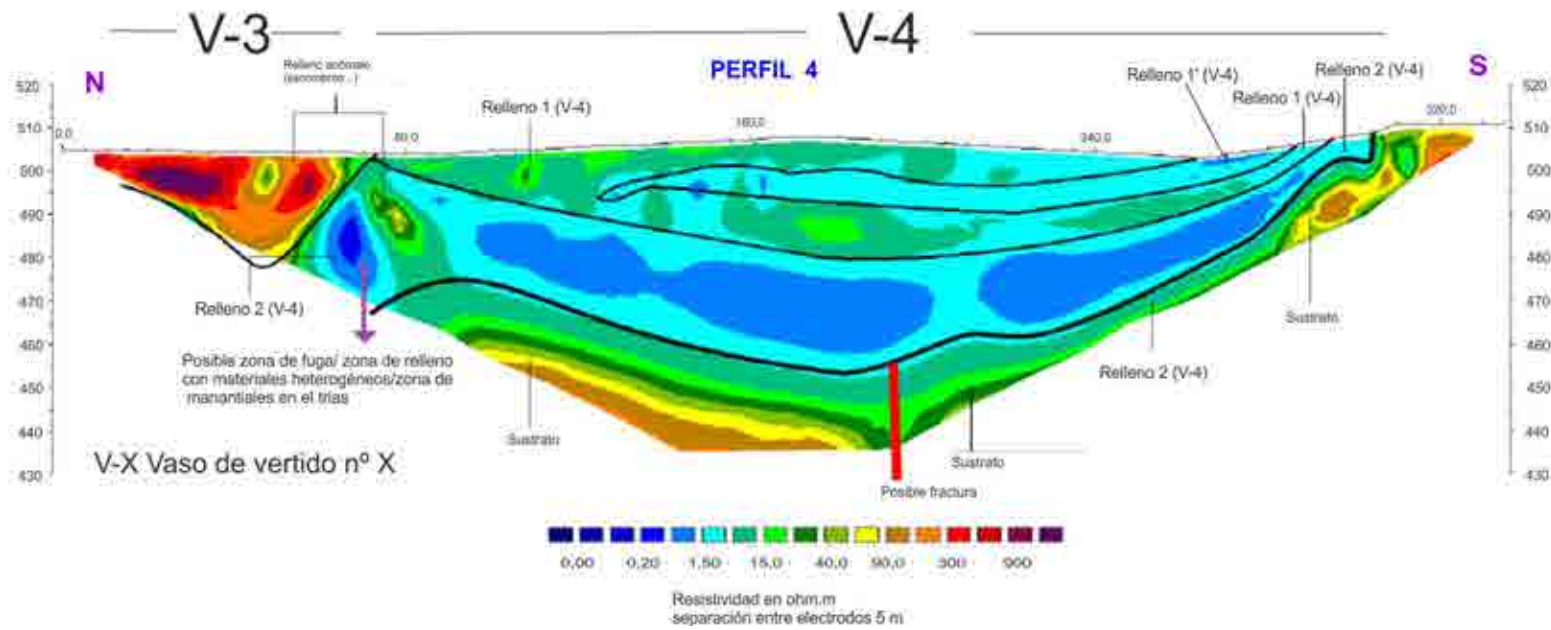
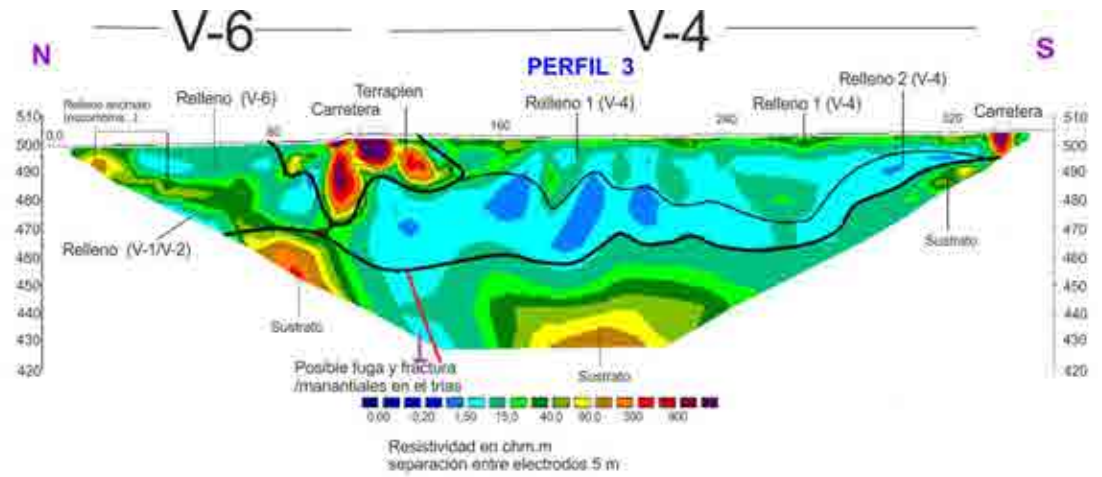


Figura 4.33 Perfiles obtenidos mediante tomografía eléctrica para varios vasos de vertido del complejo Ambiental de Valsequillo (perfiles 3 y 4). Modificado de AGS/CPRSUM, 2014.

10. Balance de masas para el Metano

Uno de los conceptos clave a la hora de detallar el funcionamiento del metano en el vertedero es el de Balance de Masas del Metano propuesto por Bogner y Spokas (1993). Este queda sintetizado mediante la siguiente expresión:

$$\text{CH}_4 \text{ Prod.} = \text{CH}_4 \text{ Recup.} + \text{CH}_4 \text{ emit.} + \text{CH}_4 \text{ mig.} + \text{CH}_4 \text{ ox.} + \Delta \text{CH}_4 \text{ almacén.}$$

Siendo

$\text{CH}_4 \text{ Prod.}$ = Metano producido

$\text{CH}_4 \text{ Recup.}$ = Metano recuperado mediante sistemas de extracción

$\text{CH}_4 \text{ emit.}$ = Metano emitido a través de la cubierta

$\text{CH}_4 \text{ mig.}$ = Metano migrado fuera del vertedero

$\text{CH}_4 \text{ ox.}$ = Metano oxidado al atravesar la cubierta

$\Delta \text{CH}_4 \text{ almacén.}$ = Variación en el volumen almacenado

10. 1. Metano Producido

Se aplicaron varios modelos a este vaso nº 4 del Complejo Ambiental de Valsequillo utilizando los datos que se expusieron al inicio del capítulo, de entre todos los modelos posibles se escogieron los modelos propuestos por Afvalzorg, GasSim y el propuesto por la EPA, LandGem, por ser algunos de los más frecuentemente utilizados. En los tres casos se obtuvieron resultados cercanos a los 1.100 – 1.300 m³/h (considerando la composición y tonelajes ya expuestos y el resto de valores medios (tasa de generación de metano $k=0,05$, Capacidad de Generación convencional igual a 170 m³/t, concentración media del 50%...etc y los resultados para el año 2012). Esto supone una producción media de 0,16 -0,17 Kg CH₄ m⁻² d⁻¹.

10. 2. Metano recuperado y oxidado

El sistema de desgasificación alcanzó una recuperación media de entorno a los 700 m³/h para ese mismo año 2012, esto es 0,06 Kg CH₄ m⁻² d⁻¹. En lo que se refiere al emitido, como ya se comentó este se estimó mediante las cámaras de flujo siendo el valor medio de 0,1 Kg CH₄ m⁻² d⁻¹.

El oxidado se calculó partiendo de los emisiones medidas directamente en cada sondeo, que deben ser los flujos que llegan a la capa de sellado donde se produce el proceso de oxidación, además de utilizar otra metodología que se expone a continuación. Existe abundante literatura que pone de relieve que el proceso de oxidación del metano en la cubierta del vertedero o en los sellados intermedios reduce sensiblemente las emisiones superficiales (Huber-Hermer, 2004 y 2008; Stern et al. 2007). Los estudios de campo

muestran que la capacidad de oxidación varía en un amplio rango del 0 al 64% (Abichou et al. 2006). Una de las metodologías más sencillas de aplicar consiste en la medida de las concentraciones de metano y dióxido de carbono en superficie y a lo largo de un perfil de suelo de hasta 40 cm de profundidad (suponiendo una cubierta de ese espesor) utilizando las cámaras de flujo para cuantificar las emisiones de forma tal que se mide la emisión de CO₂ y CH₄ tanto en superficie como en la base de la capa de sellado. Se utilizan las emisiones superficiales de ambas variables y las concentraciones en profundidad de las mismas siguiendo la metodología propuesta por Christopherson et al., 2001.

Una variante de la anterior consistiría en sustituir el flujo en la base de la capa de sellado estimado a partir de las concentraciones, por la emisión medida directamente en los sondeos de desgasificación.

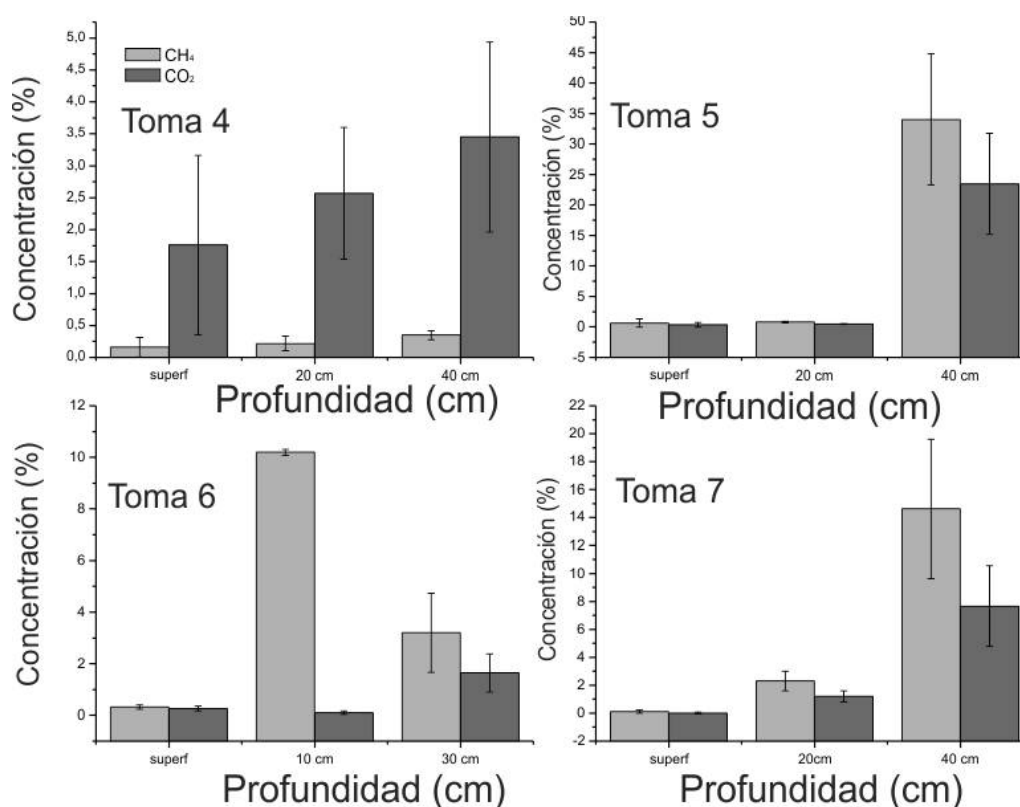


Figura 4.34. Flujos medidos en varias tomas en superficie y a diversas profundidades para calcular el porcentaje de oxidación que se produce a través de la capa de sellado.

Se escogieron 8 zonas del vertedero repartidas homogéneamente por toda la superficie y se realizaron sendas medidas (02.05.2012 y 27.07.2012) de las emisiones superficiales siguiendo la metodología ya expuesta, a continuación se hicieron pequeñas catas a profundidades crecientes (10, 20, 30 hasta 40 cm) utilizando un cilindro metálico y midiéndose la emisión mediante una cámara de flujo de reducidas dimensiones (Figura 4.34). Esto permitió calcular las emisiones a diferentes profundidades siendo de interés la

correspondiente a la de la base de la capa de sellado (40 cm). Al inicio de la toma de datos el sistema de desgasificación se encontraba activo (depresión de 120 mbar y extracción de 650 m³/h), pero se desactivó quedando en pasivo a los pocos momentos (labores de mantenimiento). La presión atmosférica fue constante (960 mbar). En este caso, al aplicar la primera metodología se obtuvo un porcentaje de oxidación del 35,50 %.

Con la segunda opción, esto es, utilizando el flujo medido directamente en los sondeos de desgasificación, el porcentaje de oxidación fue del 25%. En definitiva la oxidación oscila entre 0,057 y 0,018 Kg CH₄ m⁻² d⁻¹, cantidad está relativamente aproximada a la oxidación media adoptada por el modelo de Afvalzorg (6,2 Kg CH₄ m⁻² a⁻¹= 0,015 Kg CH₄ m⁻² d⁻¹) (Gebert, J et al., 2011). El promedio sería de 0,037 CH₄ m⁻² d⁻¹.

10. 3. Metano migrado y variación en el volumen almacenado

La migración del biogás debe de tener en cuenta la posible movilización a través del sistema de impermeabilización (fondo y laterales del vertedero). Adoptando una superficie media de 8 ha y teniendo en cuenta que para la impermeabilización se utilizó HPDE de 1,5 mm. La tasa de migración será del orden de 0,58 cm³ m⁻² d⁻¹ (Lim, 1995; Parly, 1989; Spokas et al., 2003), obteniendo un flujo final de 0,03 Kg CH₄ m⁻² d⁻¹

La variación en el volumen almacenado podría calcularse considerando la variación anual de la calidad del metano (Morcet et al., 2003). En 2012 pasa del 56 al 60 % a grandes rasgos esto generaría 0,005 Kg CH₄ m⁻² d⁻¹, cantidad aparentemente baja, si utilizamos este sumando para cuadrar el balance veríamos que se eleva un orden de magnitud como puede verse en la tabla 4.10.

Balance de Masas para el Metano (Kgr CH₄ m⁻² d⁻¹)	Entradas	Salidas
Metano producido (modelos)	0,165	
Metano recuperado (medido)		0,060
Metano emitido (medido)		0,100
Metano oxidado (medido)		0,038
Metano migrado (estimado)		0,030
Var. Vol. Almacen. (diferencia)		-0,063

Tabla 4.10. Balance de masas anual para el metano del vaso nº 4 del Complejo Ambiental de Valsequillo. Málaga, 2011. Unidades en Kg CH₄ m⁻² d⁻¹

El balance final resulta ser negativo, lo que indica que las salidas son mayores que las entradas aunque debe de tenerse en cuenta la oscilación anual que se produce en casi todos los parámetros considerados. La recuperación se mantienen constante al estar controlada por el sistema de aspiración, sin embargo la migración, emisión y producción de biogás presentan variaciones importantes a lo largo del año. Las figuras 8.53 a 8.55 muestran las variaciones tanto en calidad como en cantidad (depressiones aplicadas al sistema) durante los años 2012 y 2013.

11. Sistema de desgasificación, variaciones espaciales y temporales

El sistema de aprovechamiento provoca depresión en el conjunto de sondeos que a su vez se encuentran repartidos y gobernados por cuatro estaciones de regulación como se muestran en la figura 4.35. Como es sabido, las depresiones aplicadas varían con el objeto de mantener los caudales de entrada a los motores con una determinada calidad (porcentaje en metano), la misma figura (derecha) muestra esta variación (agrupada a nivel semanal).

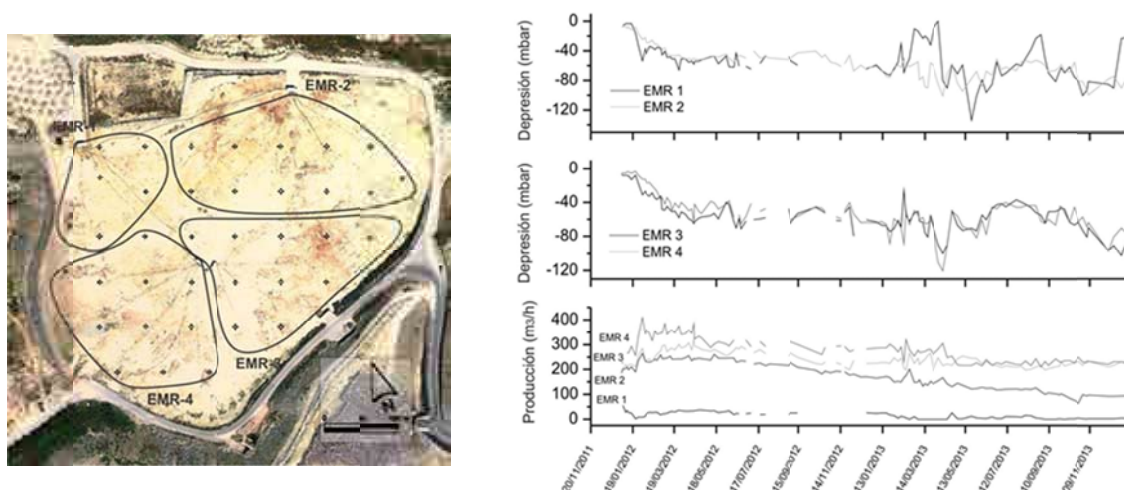


Figura 4.35. Estaciones de regulación y área de cada una (Izquierda) -- Depresión (mbar) y producción (m^3/h) en las cuatro estaciones. Aunque las depresiones aplicadas son similares, la producción es mucho menor para las estaciones situadas al norte de V4 (EMR-1, al tratarse de una zona más profunda pero mal drenada y EMR-2 zona que sufrió reiterados incendios).

Las depresiones aplicadas a las cuatro estaciones son similares (entre -50 y -54 mbar), sin embargo las producciones obtenidas son sensiblemente más elevadas para las estaciones situadas al sur del vaso de vertido (del orden de $250 m^3/h$). Las estaciones menos productivas son la EMR-1, con una producción muy baja de en torno a $15 m^3/h$ probablemente debido a situarse sobre la zona más profunda en la que las malas condiciones del drenaje mantienen una situación cercana a la saturación de los residuos y que frecuentemente se ve sometida a operaciones de extracción de lixiviado acumulado en

sondeos, y EMR-2, zona con reiterados incendios que duraron días y previsiblemente consumieron gran parte de la materia degradable, lo cual coincide a grandes rasgos con lo detectado mediante geofísica, la zona central y norte es la que presenta mayores acumulaciones de lixiviado, que en profundidad parecen llegar a la saturación.

En octubre 2012 se refuerza el sellado lo que se traduce en una caída del O₂ medido en estaciones y un aumento de CH₄ y CO₂, es decir se incrementa la producción microbiana porque entra menos aire al vertedero como consecuencia de la mejora del sellado. No obstante las variaciones en la calidad son evidentes (Figura 4.36).

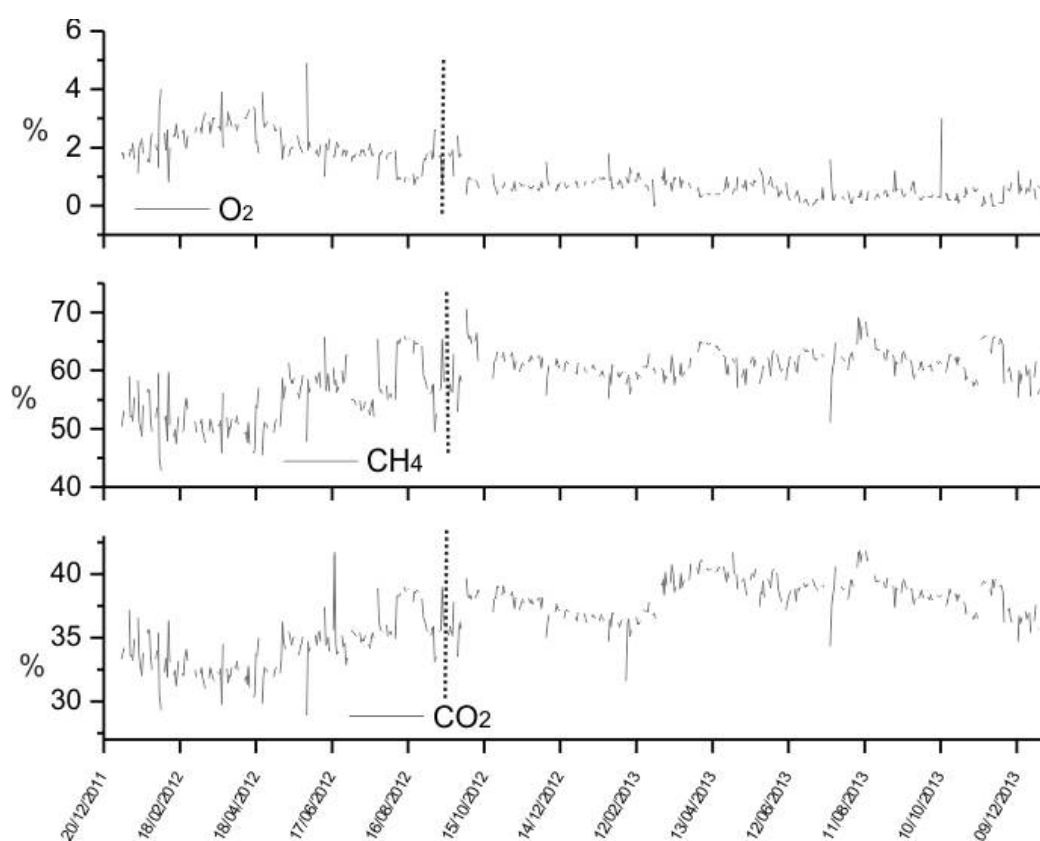


Figura 4.36. Puede apreciarse como a partir octubre 2012 se produce una caída del O₂ medido en estaciones y un aumento en CH₄ y CO₂ debido a la mejora del sellado (datos semanales).

Otras variables que pueden ocasionar variaciones son las precipitaciones y la temperatura, cuya influencia se analiza de forma resumida en el Anexo II.

12. Balance final

Si consideramos el flujo, o emisión directamente medida en los sondeos, como base para el cálculo del sumando correspondiente a la oxidación, obtendríamos un valor final de $0,018 \text{ Kg CH}_4 \text{ m}^{-2} \text{ d}^{-1}$, la variación en el volumen de almacenamiento quedaría entonces en $-0,043 \text{ Kg CH}_4 \text{ m}^{-2} \text{ d}^{-1}$. Debe de tenerse en cuenta que las variaciones (de todo orden, en calidad y volumen de emisión) en el campo de gas pueden darse hasta con periodicidades próximas a la semana, lo que obligaría a la realización de muestreos, al menos mensuales para obtener un mayor nivel de precisión que el calculado.

En suma, considerando la cifra estimada de producción ($0,165 \text{ Kg CH}_4 \text{ m}^{-2} \text{ d}^{-1}$), la recuperación estaría próxima a un 36%, muy por debajo de cifra de emisión en superficie, muy elevada durante 2011/2012, que alcanza el 61 %. A finales de 2012 se procedió a reforzar el sellado con los correspondientes aumentos en la producción. La diferencia entre la recuperación y la emisión medida en sondeos llama la atención, pero debe de tenerse en cuenta que probablemente existió un descenso en la recuperación por saturación de la parte profunda del vertedero, además de una muy fuerte emisión por las deficiencias detectadas en la impermeabilización de superficie (inicialmente 40 cm de arcilla arenosa con abundantes cárcavas y frecuentemente saturada con la correspondiente pérdida de cohesión y abundantes emisiones en forma de burbujes, como ya se comentó). El drenaje efectivo de la zona saturada (zona más profunda) del vertedero ayudaría a aumentar el porcentaje de recuperación.

La migración resulta ser de entorno al 18% mientras que el cambio de volumen almacenado alcanza el 38%, extremo este que puede intuirse en las cartografías de estimación para las tres variables (CH_4 , CO_2 y biogás) correspondientes a las medidas de flujo en sondeos con frecuentes desplazamientos de las zonas de máxima y mínima emisión en plazos relativamente cortos (mensuales).

13. Conclusiones

Se realizaron tres campañas de medida del contenido de CH_4 , O_2 y CO_2 (% en volumen), CO y H_2S (ppm), y nivel del lixiviado, espesor seco, pH y temperatura en los 38 sondeos del sistema de desgasificación del vaso V4 del Complejo Ambiental de Valsequillo.

Simultáneamente, durante las tres campañas las variables CH_4 , O_2 y CO_2 , fueron objeto de varias mediciones espaciadas con objeto de calcular flujos a partir de las variaciones de concentración en el tiempo, utilizando los sondeos como si de cámaras de flujo se tratase, realizando así una primera medida de la emisión directa desde el vertedero a la atmósfera.

Posteriormente se realizaron tres nuevas campañas de muestreo utilizando cámaras de flujo estáticas para calcular la emisión que se produce a la atmósfera a través de la capa de sellado del vertedero.

Se realizaron varias campañas de medición de la oxidación en la capa de sellado del vertedero y se aplicaron modelos de generación para estimar la producción de metano del vaso de vertido, habiéndose estimado los diferentes sumandos del balance de masas para el metano.

Se han utilizado diversas técnicas geoestadísticas planteando la estimación final de las emisiones superficiales de metano en base a dichas estimaciones. Se utilizó kriging ordinario, de indicatrices, lognormal y Funciones Aleatorias Intrínsecas de Orden K. Su utilización, frente al empleo de técnicas más tradicionales, permite conocer el grado de incertidumbre espacial para cada variable y fecha de muestreo.

La campaña de geofísica mediante tomografía eléctrica permitió detectar la existencia de acumulaciones de lixiviados en época invernal en los vasos 4 y 6, así como la posible existencia de fugas en el emplazamiento de los antiguos vasos de vertido (1 y 2) sin impermeabilización en su base y/o la existencia de aportes de agua procedente de pequeños manantiales muy frecuentes en el trías salino que acaban saturando antiguas zonas de acopio de materiales voluminosos.

El Balance de masas para el metano pone de relieve la importancia de las emisiones superficiales durante el periodo de muestreo, lo que llevó a la mejora de la impermeabilización aportando una nueva capa de sellado. Esta mejora redundó rápidamente en el aprovechamiento del campo de gas. Además de lo anterior, debe señalarse la baja productividad de la infraestructura de desgasificación debida en parte al estado de saturación de la zona profunda del vertedero en época de lluvias, por lo que se hace necesario un drenaje más efectivo del mismo.

V. ANÁLISIS HIDRODINÁMICO E HIDROQUÍMICO DEL COMPLEJO MEDIO AMBIENTAL DE LOS RUICES

1. Introducción y Objetivos

El Complejo Medio Ambiental de Málaga “Los Ruices” cuenta con tres vertederos de residuos no peligrosos y uno de inertes. De los primeros, dos de ellos se encuentran sellados y uno activo. En el texto se utiliza la nomenclatura V1L (Vaso 1 del Complejo, el más antiguo situado a cota 130-180 m.s.n.m., sellado en 2004) y V2L para el vaso 2 (situado parcialmente sobre el anterior a cota 180-235 m.s.n.m. y presellado en 2011).

Se pretende conocer la hidrología de los vertederos estableciendo un balance de aguas para ambos vertederos lo más cercano posible a la realidad utilizando el programa HELP (Hydrological Environmental Landfill Performance, Schroeder, 1994) para tal fin. A partir de estos resultados se intenta explicar las características observadas especialmente para V1L en el cual se han detectado importantes movimientos de la masa de residuos. Como ya se indicó, se contó con datos de generación de caudales mensuales de lixiviados para el CMA de Los Ruices, para los dos vertederos denominados V1L y V2L, durante el intervalo 2007-2011. Asimismo se utilizaron técnicas geofísicas que aportaron una visión inicial de la distribución de los lixiviados en los vertederos, lo que finalmente desembocó en la realización de una campaña de sondeos y catas para caracterizar la hidrodinámica de ambos vertederos.

2. Datos de partida.

Desde el año 2007 hasta el 2009 se vienen realizando mediciones mensuales de lixiviado producido en los vasos V1L y V2L del complejo ambiental. La medición se realiza de forma estimativa a partir de una proporción sobre el llenado de las balsas (65-50% de V2L y 40-30% de V1L y 5% procedente de las instalaciones de compostaje y saneamiento). Como ya se comentó a partir de 2010 se implementaron caudalímetros para canal abierto de tipo Parshall que permiten una medida más ajustada a la realidad de la producción de lixiviados de los vertederos antes de la llegada de este a las dos balsas correspondientes a cada uno de los vasos de vertido.

Como se mencionó más arriba, el vaso más antiguo (V1L) se utilizó desde 1994 hasta 2004 sin impermeabilización de fondo, su diseño es anterior a la entrada en vigor del RD 1481/2001. Ello constituye un serio problema al no tener certeza de la estanqueidad del vaso de vertido, además, si se analiza la fotografía aérea/imágenes de satélite de la zona se

observa la existencia de varias vaguadas que bien podrían corresponderse con zonas de fractura (a imagen de la figura 2.4 incorpora la imagen satélite de 2007, el fotograma aéreo de 1957, y la superposición de ambos).

La incertidumbre planteada por la falta de impermeabilización en la base del vertedero hizo que se descartara en un primer momento la posibilidad de realizar un balance de aguas para este vertedero. En los piezómetros ubicados en las bermas de este vaso V1L se detectan espesores saturados considerables situados en cotas muy elevadas, que pueden corresponderse con niveles colgados o con niveles asociados a un mal funcionamiento de la infraestructura de drenaje. A finales de 2005 - principios de 2006 se procedió al sellado definitivo del talud frontal de V1L que presentaba frecuentes fugas de lixiviados en épocas de lluvia.

El vaso 2 (V2L) se sitúa parcialmente sobre el V1L (figura 5.1) habiéndose impermeabilizado la base mediante capa de arcilla de 60-80 cm de espesor y los laterales (taludes) mediante HPDE de 1,5 mm. Para este vaso si se cuenta con datos mucho más concretos en lo que se refiere a volumen de residuos y producción de lixiviados lo que llevó a la empresa concesionaria a plantear la realización de un balance de aguas del vertedero a la vista de los datos detectados que indican movimientos significativos de la masa de residuos y niveles anómalamente elevados del lixiviado de V1L.

Tras aplicar algunas de las metodologías expuestas (Thornwaite/Fenn, 1975 y Tchobanoglous, 1993, 2003) y tras varios intentos para obtener unos resultados suficientemente precisos para los años de contraste (2010,2011) se optó por aplicar la metodología de Schroeder (1994).

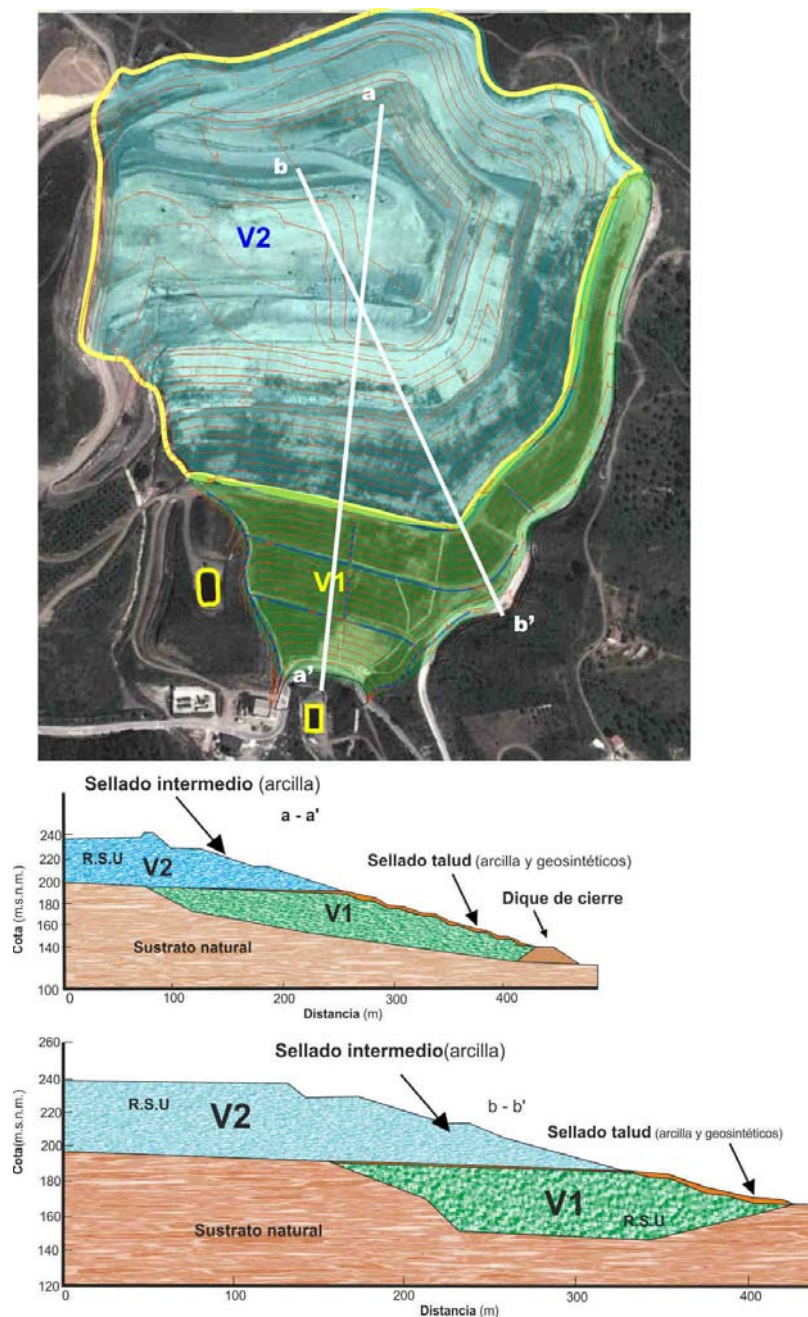


Figura 5.1. Situación de V1L y V2L y de las balsas y perfiles transversales representativos. Fuente: Modificado de Estudio de Estabilidad Fase 1 del Vertedero de Residuos No Peligrosos del Centro Ambiental de Los Ruices (Málaga), Limasa/Geocisa. Diciembre 2011.

La simulación se llevó a cabo utilizando el modelo HELP, para realizar el análisis de sensibilidad se utilizaron los años 2010 y 2011 como datos de partida (medidas del lixiviado producido en V2L mediante caudalímetro). Los datos correspondientes a los años 2007 a 2009, que adolecen de cierto grado de imprecisión, como ya se comentó, al tratarse de estimaciones realizadas sobre una base empírica pero no mediciones reales, sorprendentemente se ajustan de una manera sensible a los resultados obtenidos para el modelo, como más adelante se detallará. Como puntos de partida para la simulación se

distinguió entre zonas de plataforma y de talud, con coeficientes de escurrimiento claramente diferenciados. A estos datos se superpuso la serie correspondiente a la alternancia entre capas de sellado intermedio y capas de residuos, además de las correspondientes al drenaje, impermeabilización.....etc., según la evolución de la explotación del vertedero a lo largo de los años. Esta evolución queda reflejada en el avance según las diferentes fases de explotación planificadas por el explotador. Las citadas fases no tienen periodicidad anual, por lo que los datos correspondientes se adaptaron a una base anual dado que el citado programa funciona con años naturales completos. Las salidas y entradas de caudales se realizan en milímetros por lo que se adoptó esta unidad como base, pasando los datos de caudal medido en metros cúbicos a caudal por unidad de superficie conocida la evolución del vertedero (l/s o, lo que es lo mismo, mm). El análisis de sensibilidad inicial se planteó variando las características de la cubierta vegetal y especialmente el coeficiente de permeabilidad saturada de la capa de sellado final (o presellado en este caso), y de los sellados intermedio debido a que, como suele ser habitual, se han utilizado materiales de diversa procedencia, y a que el material autóctono presenta abundantes cambios de facies que influyen en gran medida en sus características. La explotación en V2L se realiza, como ya se ha comentado, mediante capas de 200-250 cm de espesor recubiertas con material de préstamo de la zona de 20-40 cm. de espesor. La figura 5.4 presenta la columna sintética de explotación en V2L así como las características principales del vertedero y los diversos parámetros de entrada al programa Help.

3. Características geotécnicas

Uno de los parámetros determinantes a la hora de emplear modelos hidrológicos es la permeabilidad de los materiales empleados para los sellados. Mediante ensayo triaxial (Enypsa, 04.06.2002) se determinó en laboratorio la permeabilidad de la capa de arcilla de sellado obteniéndose un valor de $3,58 \cdot 10^{-09}$ cm/s. Este valor debe de tomarse con precaución habida cuenta de que los ensayos del tipo mencionado suelen proporcionar valores bastante reducidos respecto a los valores reales sobre el terreno y en condiciones de no confinamiento (incluso en varios órdenes de magnitud). Además de este valor de la permeabilidad, los estudios previos para la ubicación de los nuevos vasos de vertido (nuevo vertedero de inertes y nuevo vertedero de residuos no peligrosos) permitieron determinar mediante diversos ensayos la permeabilidad en un elevado número de ubicaciones. Se llevaron a cabo determinaciones de la permeabilidad vertical mediante ensayo superficial de tipo inundador o infiltrómetro de doble anillo (metodología de Hålek) que dieron un valor de $9,07 \cdot 10^{-06}$ m/s para las filitas, y de entre $8,1 \cdot 10^{-05}$ hasta $1,3 \cdot 10^{-06}$ m/s de promedio

para las grauvacas y los conglomerados existentes en el área de estudio. Estos resultados deben de considerarse con ciertas reticencias porque la metodología comentada arroja buenos resultados en materiales detríticos, y no tanto en rocas poco competentes como es el caso (el infiltrómetro no suele clavarse bien en el terreno y suelen producirse fugas laterales aunque se utilicen anillos de bentonita, lo que aumenta el valor final obtenido). Para la componente horizontal de la permeabilidad se obtuvieron valores promedio de $2,4 \cdot 10^{-6}$ m/s para las filitas y $1,5 \cdot 10^{-7}$ y $2,9 \cdot 10^{-6}$ m/s para los conglomerados y grauvacas respectivamente. Como más adelante se verá el valor de la k para las capas intermedias y para el sellado final adoptado en este estudio es del orden de $2,5 \cdot 10^{-8}$ m/s, esto es dos órdenes de magnitud menor que la calculada en campo, ello se debe a que el modelo considera permeabilidades saturadas y a que las capas de sellado suelen compactarse (95 % del Proctor normal, aunque en la realidad suele ser del 86-92%), lo que parece corroborarse a partir del análisis de sensibilidad efectuado y que se comentará más adelante. No obstante para las mediciones efectuadas en la zona saturada en algunos de los sondeos si dieron valores del orden de $9,0 \cdot 10^{-8}$ y $9,7 \cdot 10^{-9}$ m/s para los esquistos y conglomerados de la formación detrítica inferior, que se aproximan mucho más a los valores considerados en el modelo.

El mencionado sustrato, fuertemente afectado por fracturación, suele dar lugar a pequeños manantiales, tradicionalmente captados mediante minas, galerías o pozos de gran diámetro, sin importancia más allá del nivel local, pero que pueden provocar aportes no desdeñables al vaso V1L. Un simple caudal de 0,2 l/s proporcionaría 6300 m³/año, no es fácil obtener caudales continuos en estos materiales, ni siquiera en zonas fuertemente fracturadas, pero sí que se puede obtener un balance anual de ese orden, lo que añade una componente de incertidumbre a los cálculos que se describen más adelante.

4. Informe de movimientos del vertedero V1L

El Real Decreto 1481/2001 prescribe la obligatoriedad de medir los asentamientos en vertedero. Durante el año 2010 se realiza el control de los movimientos del vaso 1 apreciándose daños en la red de recogida de aguas superficiales consistentes en pérdidas de recubrimiento del hormigón de las cunetas, aparición de fracturas, descalces laterales de la obra de fábrica, obstrucciones de los canales, movimientos de la obra civil por adaptación a asentamientos en el vertedero... Al objeto de controlar la evolución de los movimientos, se establecieron varios elementos de control superficial (hitos) cuyas mediciones periódicas indican movimientos de las 3 bermas, así como elementos de control en profundidad consistentes en la instalación de inclinómetros (Tabla 5.1). En estos y para este año 2010 se

miden desviaciones de orden centimétrico (sólo se logra medir 6 metros de un total de 47,5 en el inclinómetro S1 ubicado en la berma tercera, y 25,5 de los 30,5 que alcanza el S2 -berma intermedia o segunda).

inclinómetro	berma	espesor		sustrato
		RSU	espesor cortado	descripción
s1	superior	41	7	pizarra verde grisácea
s2	intermedia	27	27	pizarra verde grisácea
s3	inferior	19	5	pizarra verde grisácea
s4	superior	38,7	6,8	pizarra verde grisácea
s5	plataforma superior	61,5	7	pizarra gris

Tabla 5.1. Situación y características de los inclinómetros

Durante el año 2011 se reponen los dos inclinómetros inutilizados y se implantan otros dos. Se amplía la red de hitos y se reponen los no utilizables (15 hitos en total), asimismo se referencian las obras de paso (cunetas) y algunas obras de fábrica para ser utilizados en el control de posibles movimientos realizándose 6 campañas de medida (la primera para toma de referencia y 5 más de medida).

De forma similar a lo ocurrido durante 2010 la inspección visual de cunetas permitió detectar grietas (algunas de tamaño superior a los 10 mm de apertura), obstrucciones por depósito procedente de los taludes, fracturas y descalces de obra de fábrica. Las lecturas efectuadas en los inclinómetros detectan una deflexión importante en el instalado en la tercera berma, a 4 m de profundidad (de 5,1 cm en la dirección de la máxima pendiente y 1,52 en su perpendicular), y otra mucho más llamativa en el inclinómetro instalado sobre la berma cuarta a 28 m de profundidad (2,4 cm a favor de la pendiente y 1 cm en dirección ortogonal). En este inclinómetro sólo es posible medir hasta los 54 m de profundidad (de un total de 62 m), lo que indica la existencia de una fuerte deformación a los 54 m. Ambas deformaciones (a 28 y 54 m de profundidad) parecen delimitar la zona de interfase entre la parte superior no deformada y la inferior afectada de desplazamiento (figuras 5.2 y 5.3).

El 14 de julio se detectan una serie de grietas horizontales en la zona superior de los taludes situados por debajo de la berma segunda y tercera (hacia la zona central del vertedero) que evidencia la existencia de movimientos en la masa de residuos. Se registran movimientos muy significativos en los hitos, el mayor de ellos (hito 07) alcanza 42,8 cm y 32,7 de desplazamiento horizontal y vertical respectivamente. En la zona de la curva de la tercera berma también se aprecian movimientos bastante elevados (22,76 y 22,16 horizontalmente, y 56,20 y 57,3 verticalmente).

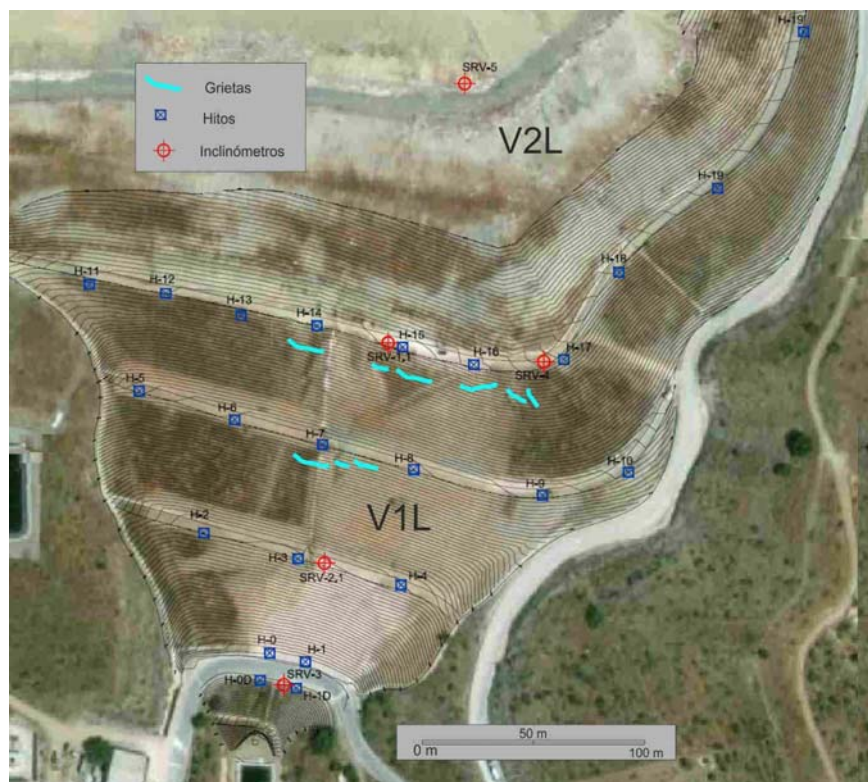


Figura 5.2. Localización de los hitos de control e inclinómetros en V1L y grietas detectadas en julio de 2011. Fuente: Modificado de Estudio de Estabilidad Fase 1 del Vertedero de Residuos No Peligrosos del Centro Ambiental "Los Ruices" (Málaga). Limasa/Geocisa. Diciembre 2011.

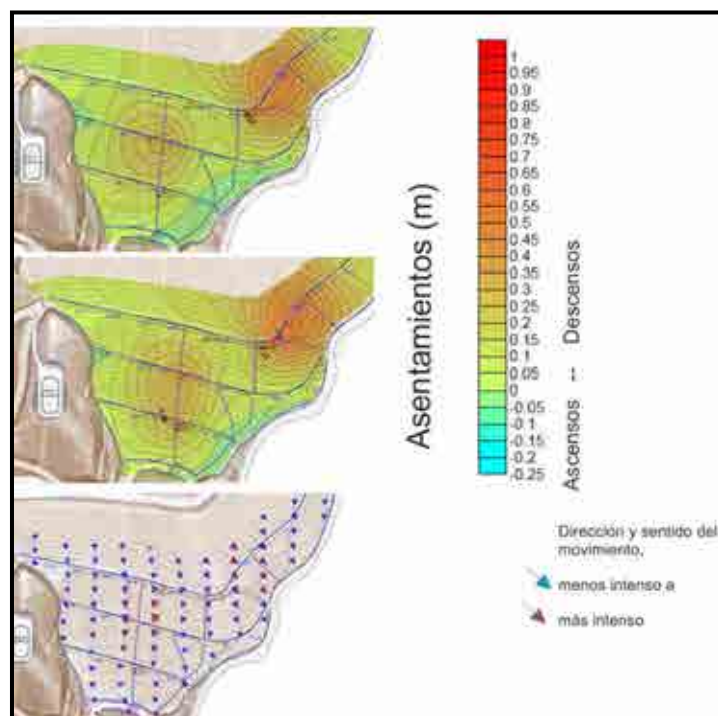


Figura 5.3. Mapas de asentamientos (14.06.2011 y 14.04.2011) y mapa de movimientos (14.09.2011, la flecha indica dirección y sentido del movimiento y el color de azul a rojo su intensidad de menor a mayor). Fuente: Modificado de Estudio de Estabilidad Fase 1 del Vertedero de Residuos No Peligrosos del Centro Ambiental "Los Ruices" (Málaga). Limasa/Geocisa. Diciembre 2011.

5. Validación y Análisis de sensibilidad aplicado a la simulación

El término validación (o verificación según otros autores) se refiere a la comparación entre datos medidos y datos simulados (Berger, 2000), en este sentido Knepell y Arangno (1993) definen la validación del modelo como la determinación del grado de adecuación del modelo conceptual para obtener un adecuado grado de precisión respecto a los datos observados. Evidentemente uno de los aspectos más importantes para la construcción y aplicación de un modelo (simulación) reside en la validez y representatividad de los datos utilizados como entradas para comparar datos medidos y simulados. Los datos de entrada están afectados de una mayor o menor incertidumbre debido a la inevitable existencia de errores de medida, además, el sistema al ser modelizado en su conjunto suele mantener propiedades o factores no conocidos como las condiciones iniciales que suelen ser desconocidas o poco conocidas (o las condiciones en circunstancias concretas). A efectos prácticos, la validación desde un punto de vista operativo suele sustituirse por un análisis de sensibilidad. Debe de tenerse en cuenta que un proceso de validación exhaustivo puede llegar a necesitar una gran cantidad de tiempo y esfuerzo que, en el mejor de los casos, sólo permitirá mejorar la confianza en un modelo dado (Berger, 2000).

Aunque lo recomendable en condiciones óptimas sería contar con un número de datos observados lo más alto posible de forma tal que sea posible realizar la calibración del modelo para un periodo de tiempo distinto al utilizado para validar ese mismo modelo (o realizar el análisis de sensibilidad), en el caso que nos ocupa, lamentablemente bastante habitual en el ámbito de los vertederos, esta premisa sólo se cumple de forma parcial. Se cuenta con datos mensuales medidos mediante caudalímetro para dos años naturales (2010 y 2011) y para los dos vertederos de residuos no peligrosos V1L y V2L. Para los años 2007 a 2009 la medición se realizó de forma indirecta a partir del porcentaje de llenado de las balsas y del bombeo efectuado a partir de ellas, por tanto, estos datos adolecen de cierta imprecisión que más adelante se detallará.

Con carácter previo al análisis de sensibilidad basado fundamentalmente en el ajuste del coeficiente de permeabilidad saturada de la capa de sellado y de las cubiertas intermedias, se han efectuado múltiples simulaciones variando las características de la cubierta vegetal, el ciclo vegetativo, columna media representativa para cada vertedero y área activa y sellada (talud y plataforma) y su evolución en el tiempo.

6. Aplicación del modelo HELP

Los modelos, necesariamente se basan en asumir unas condiciones de partida determinadas que pueden ser o no exactas, tienen limitaciones y ejecutan una modelización de la realidad desde un punto de vista concreto y con determinadas objetivos a cumplir, en este caso Help se ideó con objeto de modelizar diferentes esquemas de impermeabilización y conocer los resultados (en cuanto a órdenes de magnitud) de los diferentes esquemas de impermeabilización aplicables a cada caso más que para realizar balances de agua precisos (Schroeder, 1994).

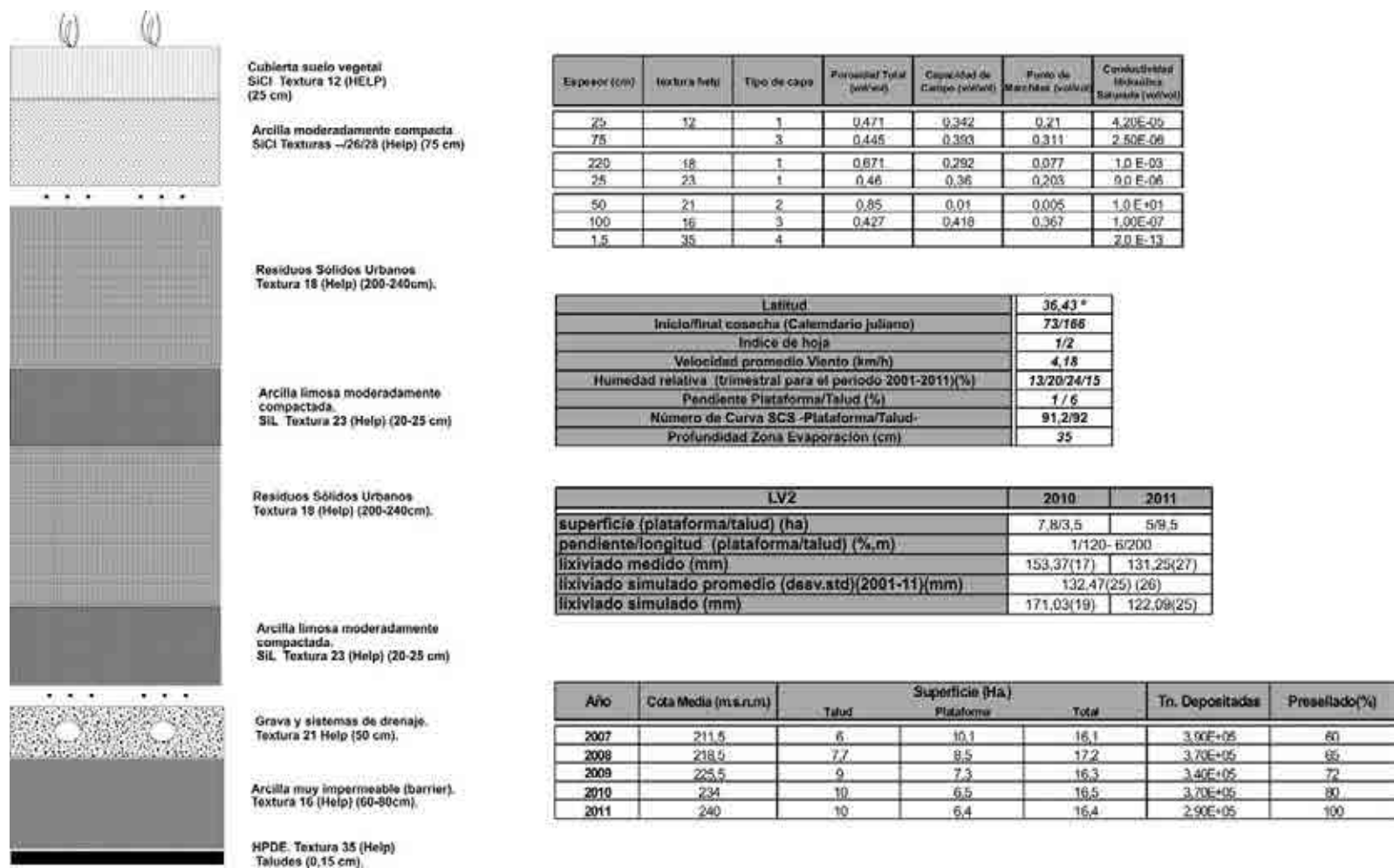


Figura 5.4. Columna promedio de los vertederos V1L y V2L de acuerdo con el método de explotación empleado y características de algunos de los parámetros seleccionados para el modelo. (Tipo de capa: 1- capa de percolación vertical, 2- capa de drenaje lateral, 3- Barrera y 4- geosintético).

La profundidad de la zona de evaporación adoptada fue de 25 cm correspondiente a la capa de cubierta vegetal. Los datos de precipitación, temperatura media y radiación solar proceden de la red de Estaciones Agroclimáticas de la Consejería de Agricultura (Estación Málaga, cercana al emplazamiento de los vertederos -Longitud 04:32:11 W, Latitud 36:45:27 N y altitud: 68.0 m.s.n.m). Se adoptó la humedad inicial en condiciones estacionarias como punto de partida al inicio de cada simulación, el resto de variables quedan reflejadas en la figura 5.4.

6. 1. Vertedero V2L

Las figuras 5.5 y 5.6 muestran los resultados obtenidos tras la aplicación del modelo. Todos los resultados se expresan en mm. El grafico de acumulados (lixiviados medidos versus lixiviados simulados) muestra un claro paralelismo que parece señalar la bondad de la simulación para ese periodo de cinco años.

Para el promedio de valores simulados y medidos (figura 5.6) parece existir un comportamiento sensiblemente paralelo para el semestre central del año medio, sin embargo tanto el primero como el cuarto trimestre parecen quedar infravalorados en la simulación seleccionada. Ello parece deberse al efecto del recirculado (inferior en esos meses del primer y último trimestre al tratarse de meses más húmedos). Parece claro que la cuantía del recirculado influye tanto o más que la precipitación, motivo por el cual el modelo no reproduce con suficiente precisión las circunstancias climáticas del año, los trimestres de más precipitación no se reflejan necesariamente en un aumento del lixiviado simulado, sin embargo el semestre más seco que es precisamente cuando se aumenta la recirculación, queda mejor plasmado en la simulación de lixiviados del vaso V2L frente a los valores medidos. Las cantidades anuales promedio son muy parecidas, 140,0 mm para el total anual simulado y 129,7 para la lectura del lixiviado producido.

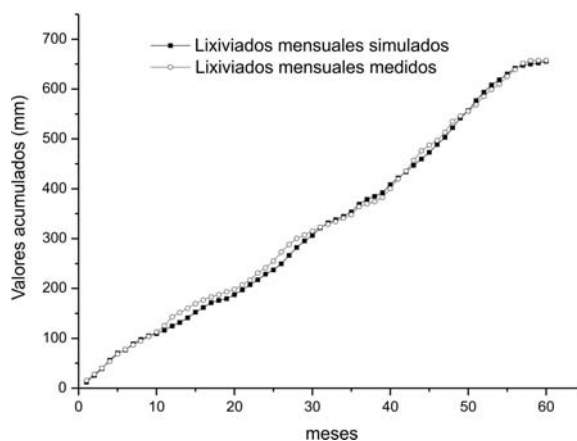


Figura 5.5 Valores acumulados para los lixiviados simulados y medidos, valores mensuales en mm.

Para el año 2007 el paralelismo entre lixiviado medido y simulado es evidente salvo para el último trimestre para el cual el modelo parece subestimar la cantidad real producida, y sin embargo el conjunto se ajusta claramente al lixiviado recirculado (últimos 5 meses). La cantidades anuales son sensiblemente cercanas (142,7 mm para el lixiviado medido frente a 145,5 mm para el simulado, Tabla 5.2).

Para 2008 las cifras anuales 98,8 (medido) frente a 104,3 del simulado son también muy parecidos. Se pone de relieve el paralelismo entre ambas series de valores, el aumento durante los meses 9, 10 y 11 del lixiviado medido (coincidiendo con el simulado) no parece deberse solamente a la precipitación sino que, además, se suma el efecto del incremento en la recirculación. El aumento del lixiviado medido en noviembre parece responder al efecto acumulado de la precipitación en los meses 9, 10 y 11.

En 2009 (122,6 medido frente a 140,3 mm simulado) los valores anuales se alejan algo más y, al igual que en el año anterior, muestra la fuerte influencia del recirculado durante el estiaje. Los dos meses de máxima precipitación (febrero y noviembre) también se reflejan en este caso en el lixiviado producido, el simulado parece reproducir la punta de febrero con un desfase de 1 mes, mientras que el máximo que muestra el simulado en el mes 7 parece corresponderse con el aumento en el lixiviado recirculado. La máxima precipitación de diciembre coincide con un aumento de la recirculación que incrementa el valor de ambas variables (lixiviado medido y simulado).

Para 2010 la influencia de la recirculación es clara en los resultados simulados, y no tanto para el medido que presenta un incremento en diciembre coincidiendo con el pico de la precipitación con un desfase próximo a 2 meses. Los valores anuales - 153,3 mm medidos frente a 171,0 simulados - parecen avalar un resultado aceptable aunque menos preciso a nivel de comportamiento mensual.

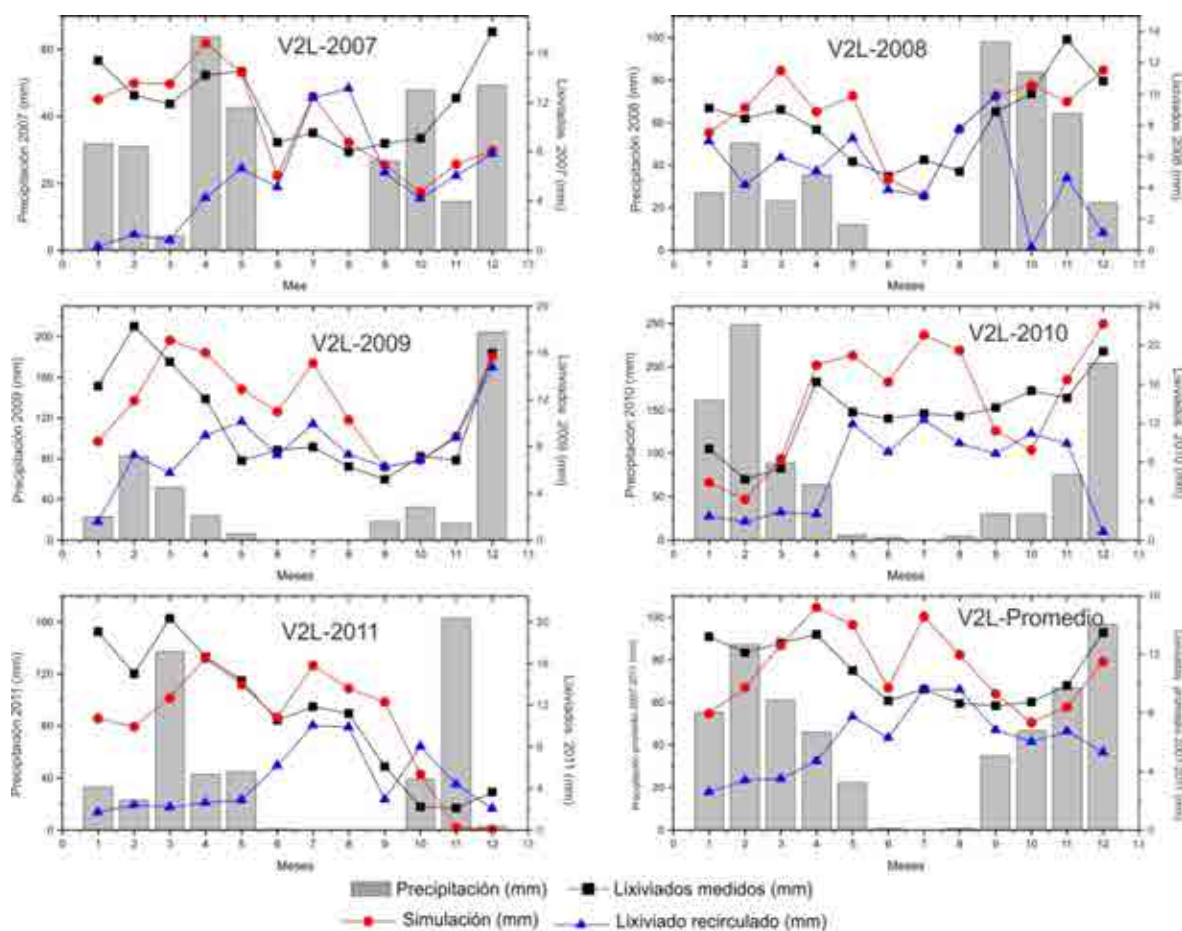


Figura 5.6. Valores de los lixiviados simulados, medidos y recirculados, así como de la precipitación para los años 2007 a 2011 en el vaso V2L (valores mensuales en mm).

En 2011 (131,2 mm para el medido frente a 139,0 para el simulado) el resultado parece más ajustado. El comportamiento mensual es similar para el lixiviado medido y el simulado, pero este último infravalorado para el primer trimestre y sobrevalorado para el tercero, también se observa un claro paralelismo del lixiviado recirculado con el simulado.

Año	Precipitación	lixiviado medido	lixiviado simulado	lixiviado recirculado
2007	311,81	142,72	145,52	68,31
2008	415,80	98,81	104,35	60,31
2009	459,80	122,67	140,35	94,69
2010	917,40	153,37	171,03	83,59
2011	485,80	131,25	139,09	55,39
Promedio	518,12	129,76	140,07	72,46

Tabla 5.2. Valores de la precipitación anual y volumen de lixiviados medidos, simulados y recirculados (mm) para el vertedero V2L.

Con objeto de obtener una estimación alternativa y una vez calibrado el modelo, se varió el valor de la permeabilidad de la capa de sellado adoptándose dos texturas

preestablecidas en el programa Help (texturas 26 y 28 con permeabilidades de $1,9 \cdot 10^{-6}$ cm/s y $1,2 \cdot 10^{-6}$ cm/s que han proporcionado resultados aceptables en otros casos) para los años 2010 y 2011. Los resultados (figura 5.7) confirman que la elección adoptada es la más plausible, aunque el comportamiento a nivel anual (216 y 110 mm para la primera textura y para los años 2010 y 2011 respectivamente y 163 y 169 para la textura 28) es relativamente aceptable, el comportamiento mensual claramente no lo es, descartándose finalmente estas alternativas.

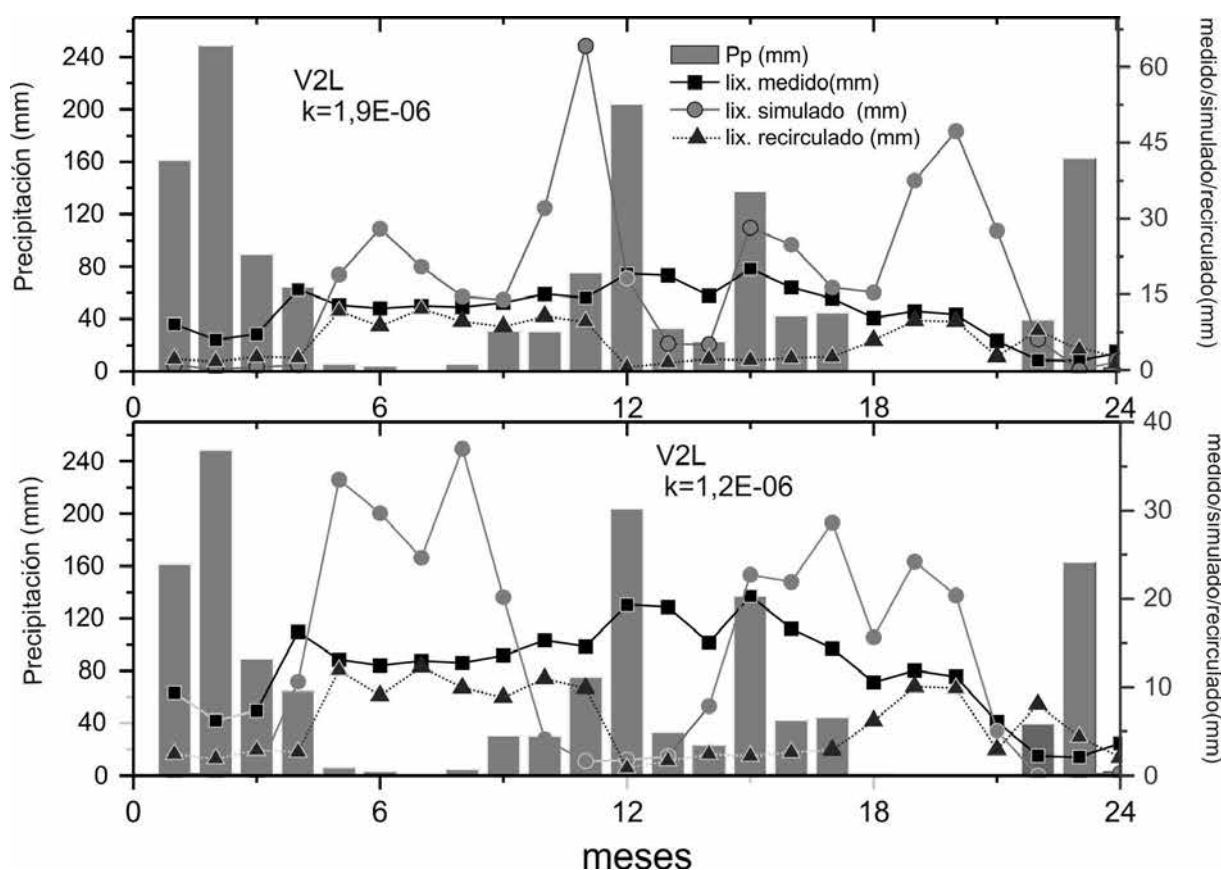


Figura 5.7. Valores de los lixiviados simulados, medidos y recirculados, así como de la precipitación para los años 2010 y 2011 en el vaso V2L utilizando dos valores alternativos de permeabilidad para la capa de sellado (valores mensuales en mm).

En definitiva, parece claro que la cantidad de lixiviado recirculado influye tanto o más que la precipitación, lo que provoca que el modelo no reproduzca con suficiente precisión las circunstancias climáticas del año. De hecho los periodos de más precipitación no se reflejan necesariamente en un aumento del lixiviado producido, mientras que el comportamiento de los caudales en las etapas de estiaje, que es precisamente cuando se aumenta la recirculación, quedan mejor plasmado en la simulación.

6.2. Vertedero V1L

El modelo permite determinar las posibles fugas de un sistema de impermeabilización, en este caso esto sería aplicable al vaso V2L. La aplicación del modelo al vaso inferior proporcionó los resultados que se sintetizan en la figura 5.8. Los años 2007, 2008 y 2009 presentan un claro paralelismo entre el lixiviado simulado y el medido. El lixiviado simulado se obtiene de la suma de la percolación a través de V2L (asumiendo la existencia de fugas) más la propia infiltración sobre V1L (figura 5.8). Este se encuentra impermeabilizado en superficie con lámina de PEAD desde 2006, de forma tal que el modelo arroja valores muy pequeños para la infiltración de V1L (muy escasa producción “propia”) prácticamente casi todo el aporte procede de V2L. Si no fuese así, y teniendo en cuenta su edad y el hecho de estar confinado bajo V2L e impermeabilizado en las 4,5 ha restantes, su producción de lixiviado sería muy escasa, en cualquier caso muy inferior a la medida actualmente (2007-2011).

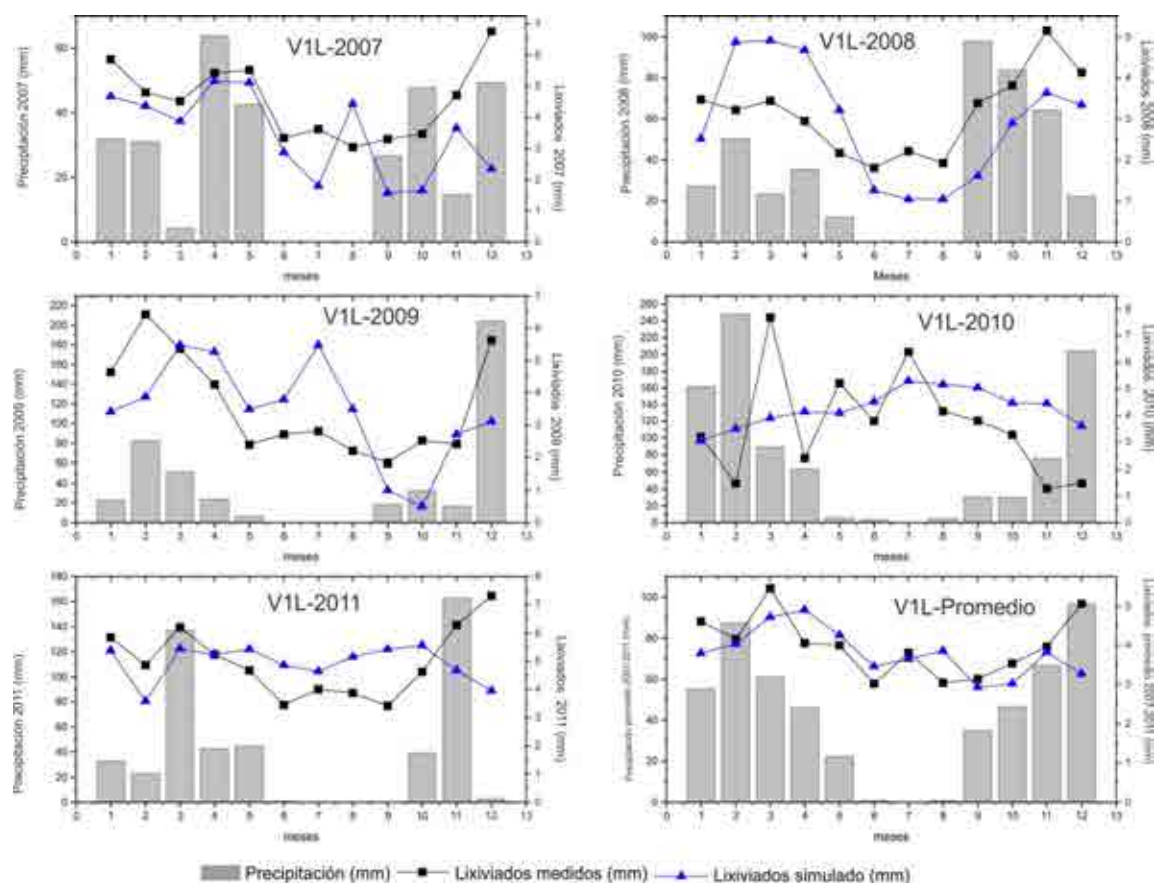


Figura 5.8. Valores de los lixiviados simulados, medidos y recirculados, así como de la precipitación para los años 2007 a 2011 en el vaso V1L (valores mensuales en mm).

2010 presenta un curioso efecto de alisado de los valores mensuales simulados frente a los medidos, estos últimos muestran fuertes oscilaciones que recuerdan el

recirculado sobre V2L (no se realiza recirculación sobre V1L sólo sobre la zona activa de V2L)

Para 2011 ocurre algo parecido, los picos se corresponden probablemente con episodios puntuales de vertido o fallos en la red de drenaje destacando la cuantía del lixiviado simulado (superior durante todos los meses) a las cantidades de lixiviado medido. Los valores promedio arrojan un resultado asumible, solamente durante el último trimestre los valores medidos quedan por encima de los simulados.

Es de destacar la ausencia de recirculación que permite una simulación mucho más ajustada a las variables climáticas que en el caso de V2L.

6. 3. Estadísticos y Criterios de eficiencia para la simulación.

Como ya se comentó, se emplearon diferentes estadísticos con objeto de utilizar un criterio objetivo relativo al grado de precisión de las simulaciones efectuadas con el modelo HELP. La mayor parte de los índices proceden del ámbito de la estadística clásica aunque algunos se utilizan habitualmente en el campo de la hidrología superficial, no se han encontrado equivalente para el campo de la hidrogeología y mucho menos para el ámbito concreto de la hidrología de vertederos, por lo que los resultados deben de abordarse con un criterio amplio. Fueron descritos más en detalle en el capítulo dedicado a lixiviados.

Estos criterios de eficiencia pretenden complementar la necesaria inspección visual de los hidrogramas obtenidos para la variable producción de lixiviado simulado y medido (Krause, et al., 2005). De acuerdo con Refsgaard (1997) la validación de un modelo es un proceso que permite demostrar que dicho modelo es capaz de lograr simulaciones suficientemente precisas, pero esta precisión lógicamente dependerá de los objetivos que se persigan con la citada simulación.

V2L	Media S	Media O	Var S	Var O	MAE	MSE	RMSE	RSR	NMAE	BIAS	R2	R	d
2007	10,38	11,89	15,25	9,82	3,00	15,10	3,89	0,61	0,25	-11,51	0,18	0,42	1,00
2008	8,70	8,23	6,35	6,78	1,80	4,90	2,21	0,35	0,24	9,34	0,37	0,61	0,77
2009	11,70	10,22	24,36	19,98	3,42	16,84	4,10	0,64	0,38	25,26	0,29	0,53	0,71
2010	14,25	12,78	38,32	13,59	3,81	19,38	4,40	0,69	0,31	9,37	0,53	0,73	0,79
2011	10,17	11,10	30,40	40,58	3,59	20,00	4,47	0,70	0,50	-0,66	0,51	0,71	0,83
Promedio	11,04	10,84	22,94	18,15	2,30	7,65	2,77	0,43	0,22	3,82	0,05	0,22	0,59

V2L	Indice Nash& Sutcliffe			Indice Relativo		
	NSE	ABSerr	RELerr	NSE	ABSerr	RELerr
2007	-0,68	0,01	-0,13	0,99	0,01	-0,13
2008	0,21	0,01	0,06	0,98	0,01	0,06
2009	0,08	0,01	0,14	0,98	0,01	0,14
2010	-0,55	0,01	0,12	0,99	0,01	0,12
2011	0,46	0,01	-0,08	0,99	0,01	-0,08
Promedio	-0,10	0,01	0,02	0,99	0,01	0,02

Tabla 5.3. Estadísticos utilizados para comprobar la bondad de la simulación seleccionada. O –Observados, S – Simulados, MAE, error medio absoluto MSE, error medio cuadrático, RMSE, raíz del anterior, RSR, error cuadrático medio normalizado, NMAE, error absoluto medio normalizado, BIAS, sesgo, R, Coeficiente de Correlación, R2 Coeficiente de determinación, NSE, índice de eficiencia de Nass-Suttcliffe, d, índice de Ajuste.

La Tabla 5.3 muestra el valor de los estadísticos calculados para la simulación de V2L. Los valores del Índice de Eficiencia de Nash-Suttcliffe arrojan valores aceptable (muy cercanos a la unidad) poniendo de relieve la bondad del modelo, el resto de índices corroboran esta situación llamando la atención el valor del sesgo para el año 2009 que resulta ser la serie para la que se obtienen peores resultados. No se incorporan al texto los estadísticos calculados para la simulación de V1L al tratarse de un cálculo con una finalidad fundamentalmente orientativa.

En el caso que nos ocupa se pretende utilizar el modelo HELP (Schoerer, 2002) para estimar el comportamiento de los diferentes vertederos frente a la precipitación y a la recirculación de lixiviados (sólo aplicable al segundo vaso V2L). Para este segundo vaso quizás lo más importante sea la posible estimación de la percolación a través del fondo (fugas), que parece que se incorporan a V1L puesto que el vaso en cuestión se encuentra impermeabilizado mediante arcilla (a techo y a muro) pero sin capa de geosintético en su base.

6. 4. Fugas en V2L

En relación a la base de V2L, varios autores (Melchior et al., 1994, Berger, 2000 y 2004) estiman que tras un periodo de efectividad elevada de este tipo de barreras simples compuestas exclusivamente por arcilla (periodo sin fugas de 0,5 a 1 año aproximadamente) se inicia una etapa en la que dicha efectividad disminuye progresivamente (3 a 4 años) para dejar de ser efectivas a partir de ese periodo en que se produce infiltración aumentando hasta en dos órdenes de magnitud el flujo. Para Berguer la causa se debe a los ciclos de desecación ligera causada por acción de fuerzas capilares además de la acción de raíces. Otra de las causas a las que se atribuye esta pérdida de eficiencia se debe a los fenómenos de subsidencia/asentamientos diferenciales, a la aparición de grietas de retracción en las arcillas, a la acción de organismos varios (Smith, y Luxmore, 1997), a la acción de fenómenos exotérmicos debidos a la descomposición de la materia orgánica contenida en los residuos infrayacentes, fenómenos erosivos generados por diferentes factores climáticos (Albright, 2006), importancia de la helada.... Las subsidencias reconocidas en bibliografía son del orden de 0,3-4 % respecto al espesor de residuos depositados durante los primeros años tras el depósito, alcanzando hasta el 20-50% en las etapas finales (Spikula, 1997). Para residuos poco compactados la subsidencia puede alcanzar hasta el 33% (Brunner y Séller,

1972; Smith, y Luxmore, 1997). La experiencia demuestra que en V2L la subsidencia llega a ser incluso de varios decenas de centímetros anuales durante los primeros meses tras el presellado.

Para V1L sellado con 80 cm aproximadamente de arcilla en 2003-2004 pueden haberse dado este tipo de fenómenos de asentamientos diferenciales, siendo esta la causa más probable de las fugas detectadas en la base de V2L, cabe entonces suponer que bajo V1L, sin ningún tipo de barrera conocida debe de producirse un efecto de fuga similar. Sin embargo este no ha sido detectado en los piezómetros de control situados aguas abajo (en el aluvial del Arroyo Arias). También debe de tenerse en cuenta la enorme potencia de la formación silúrica que constituye el sustrato sobre el que se asientan los vertederos y que hacen muy poco probable la existencia de afecciones al medio hídrico. El sellado en superficie de V1L en el sector que no queda bajo el segundo vertedero y que se extiende sobre 4,5 ha se realizó mediante capa de arcilla más geosintético (PEAD de 1,5 mm entre geotextiles de 200 gr/m²), incluso en este caso el modelo aplicado determina la existencia de fugas aunque en este caso de un orden de magnitud ínfimo. La presencia de tales fugas se debe a la existencia de flujo a través de defectos de fabricación y de instalación de los geosintéticos (zonas débiles, punzonamientos y roturas) (Giroud, Khatami, y Badu-Tweneboah, 1989). Normalmente la cuantía de las fugas es despreciable a efectos de balance de aguas del vertedero, no así cuando se trata de barreras simples constituidas exclusivamente por una capa de arcilla.

También parece haber influido la reacción exotérmica de la descomposición de los residuos de V1L. Actualmente la normativa exige la instalación de la llamada barrera geológica artificial (arcillas en la práctica más habitual) que debe de tener una permeabilidad menor o igual a $1 \cdot 10^{-09}$ m/s que obligatoriamente, para los vertederos de residuos urbanos, debe de contar con una “revestimiento artificial impermeable” bajo la capa de drenaje (normalmente capa de PEAD o de cualquier otro geosintético).

7. Tomografías eléctricas

Tras el balance de aguas y la detección de algunas inestabilidades en la masa de residuos, el autor de la presente memoria junto con el Director Técnico del Centro Ambiental, plantean la posibilidad de realizar una campaña de Tomografía Eléctrica en ambos vertederos que despeje algunos aspectos relativos a la relación espacial entre ambos, así como la distribución en planta y en profundidad de los lixiviados, y detección de zonas saturadas y zonas secas.

7. 1. Características de la campaña

La ejecución de la campaña geofísica de campo ha sido realizada por INEMA Ingenieros Asesores S.L. (toma de datos en campo, procesamiento informático e interpretación de dichos datos), posteriormente la mercantil GEOCISA adapta el estudio a las necesidades de LIMASA e integra sus conclusiones en el resto de estudios e informes que está última realiza habitualmente como parte de las obligaciones impuestas por la normativa sectorial. La campaña se hizo efectiva entre noviembre y diciembre de 2012.

Se realizaron 14 perfiles de tomografía eléctrica de alta resolución con dispositivo de medida Wenner-Schlumberger, seis perfiles largos y dos cortos transversales con dirección O-E en las bermas de la zona Norte y Sur del vertedero y en la plataforma superior. Dos perfiles largos y uno corto longitudinales con dirección aproximada N-S en las bermas de la zona Este del vertedero y tres perfiles longitudinales desde la plataforma superior que bajan hasta las bermas de la zona Sur de los vasos de vertido que siguen una dirección NO-SE. En total se realizaron 5.395 m lineales de tomografía eléctrica.

El tratamiento posterior de los datos de campo se realizó mediante el software Prosys siendo posteriormente tratados e interpretados mediante software específico (RES2DINV ver. 3.55.85).

En los perfiles realizados se obtienen unas resistividades comprendidas en un rango de valores entre 0 y 25.000 Ohm.m. En función de los rangos de resistividad se diferenciaron los siguientes conjuntos:

- resistividades entre 0 y 5 Ohm.m, se corresponden a residuos con gran contenido de lixiviados. Colores azules oscuros en los gráficos.
- resistividad entre 5 y 15 Ohm.m, asignados en la interpretación a residuos con lixiviados y a arcillas. Colores azules claros en los perfiles
- resistividad entre 15 y 50 Ohm.m, se identifican con residuos sin lixiviados y materiales de recubrimiento. Colores verdes y amarillos en los gráficos.
- las resistividades mayores de 50 Ohm.m se corresponden a residuos resistivos sin lixiviados y a zonas de terreno natural. Colores marrones, rojos y morados en los perfiles.

7. 2. Resultados

A partir del estudio de los perfiles realizados y teniendo en cuenta el diseño y método de explotación de los vertederos se distinguen tres capas diferenciadas dispuestas horizontalmente, que se repite, en mayor o menor medida, en la mayoría de los perfiles realizados. Una primera capa superficial, de espesor variable, con resistividades

comprendidas entre 15 y 50 Ohm.m (colores verdes a amarillo-rojizos) que corresponde a residuos con contenido mínimo de lixiviados o con contenidos muy bajos y materiales de recubrimiento y/o sellado. Las mayores potencias detectadas para este nivel se aprecian en los perfiles dispuestos sobre la plataforma superior, zona esta que cuenta con las mayores potencias de recubrimiento.

A muro de la anterior, y en ocasiones en alternancia con ella, aparecen niveles de residuos con un mayor presencia de lixiviados. Las resistividades se encuentra entre 0 y 5 Ohm.m (color azul oscuro) y su continuidad horizontal varía de unos perfiles a otros. El espesor y disposición de esta capa es muy variable en ambos vasos de vertido

Allí donde se ha alcanzado profundidad suficiente se alcanzan los 50 ohm m o superiores a este valor (colores marrones, rojos y morados), correspondientes al sustrato sobre el que se asientan los vasos de vertido, fundamentalmente sobre pizarras y grauwacas del Complejo Maláguide.

Vertedero V1L

Hay que señalar que en los perfiles realizados sobre el vaso 1 (V1L) se ha producido un apantallamiento de la señal eléctrica provocada por el aumento de la resistividad que genera la lámina de impermeabilización y el paquete de arcillas. En estos perfiles se ha variado la escala gráfica para aumentar la resolución y poder interpretar las zonas con lixiviados bajo el paquete de impermeabilización. Finalmente se realizó por parte de los especialistas una modelización en tres dimensiones de los perfiles de tomografía eléctrica, obteniendo una superposición de los mismos sobre la planta de la instalación de modo que puedan ofrecer diferentes perspectivas de ambos vasos de vertido y de la relación entre ellos.

De los perfiles se desprende la existencia de acumulaciones importantes de lixiviado especialmente en la zona central y oriental. Esto es claramente visible en los perfiles que atraviesan la zona central de ambos vasos de vertido. La cota 180 que separa V1L de V2L, se sitúa en tales perfiles en el área central mostrando amplias zonas de muy baja resistividad, lo que parece indicar la continuidad vertical entre ambos depósitos. Otra posible interpretación pasaría por que la capa de sellado se encuentre saturada quedando indiferenciada en lo que se refiere a medida de resistividades del residuo también saturado (y que, por tanto, también daría resistividades bajas). Ambas explicaciones no son excluyentes, más aun si se tienen en cuenta la existencia de asentamientos diferenciales que pueden haber deteriorado dicho sellado en determinadas zonas. El método de explotación incluye sellados parciales periódicos (diarios y al acabar de culminar cada nivel), por lo que

existen abundantes capas de material más o menos arcilloso en la columna de ambos vertederos. Estas capas intermedias se encuentran saturadas o no alcanzan espesor suficiente para ser detectadas mediante la técnica empleada por lo que debe de tenerse en cuenta que los niveles de residuos saturados incluyen materiales de préstamo para cubrición que ocasionan, junto a la propia heterogeneidad de los residuos, niveles colgados cuando impiden el paso de agua, o niveles continuos cuando se encuentran saturados. Otro factor a tener en cuenta es el depósito de lodos procedentes de estaciones depuradoras que pueden ejercer un papel de capas de sellado al tener una capacidad de campo muy alta. Su disposición no homogénea ni continua genera niveles colgados detectables mediante geofísica.

Los perfiles TE-06, TE-07 y TE-08 se sitúan íntegramente sobre V1L (en estos, como consecuencia del efecto de enmascaramiento provocado por la lámina del geosintético se varió la escala gráfica para detectar las acumulaciones de lixiviados, figuras 5.9 a 5.10).

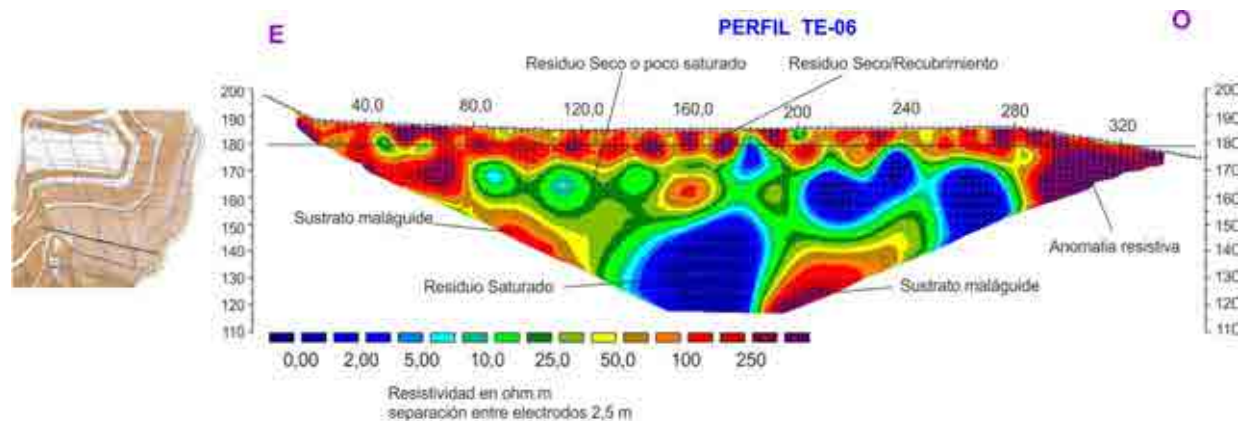


Figura 5.9. Perfil TE-06 ubicado al norte del vaso V1L. Modificado de Limasa/Geocisa 2012

En el perfil TE-06 se observa una primera capa de espesor variable (15-20 m) de residuos secos y material de sellado (colores verdes a amarillo-rojizos), bajo el cual aparecen grandes acumulaciones de residuos saturados en lixiviado (color azul oscuro).

A partir del metro 280 se detecta una zona de alta resistividad correspondiente al paquete de sellado que produce un apantallamiento de la señal eléctrica obteniéndose valores de resistividad más elevados. Entre el metro 180 y 240 del perfil aparece en profundidad (cota 145 m, a -45 m de la superficie) una anomalía resistiva que debe corresponder al sustrato maláguide.

Los perfiles TE-07 y TE-08 muestran de forma más clara el efecto de apantallamiento de la lámina de material geosintético que genera valores de resistividad muy altos. En el primero se observan varias zonas de menor resistividad, entre los metros 60 y 80 del perfil, entre 8 y 12 metros de profundidad. La segunda entre los metros 87 y 95 del perfil desde superficie y con morfología vertical. La tercera se observa sobre el metro 120 del perfil, prácticamente desde superficie y con morfología vertical. Parecen corresponder a zonas con residuo con lixiviados que no llegan a la saturación. Hacia la cota 135 se observan resistividades muy bajas interpretadas más como arcillas de relleno que como residuo saturado en lixiviados.

En TE-08 (figura 5.10) se observan dos zonas verticalizadas de menor resistividad, la primera entre los metros 122 y 128 del perfil, a partir de 8 metros de profundidad. La segunda entre los metros 140 y 145 del perfil, a partir de 8 metros de profundidad que parecen corresponder a residuos con lixiviados. Al igual que el anterior el fondo de vaso queda marcado por resistividades muy bajas debidas al relleno con arcillas más que a acumulaciones de lixiviados, aunque dicha posibilidad no pueda descartarse totalmente.

En conjunto la capa de sellado más superficial (en este caso, sellado definitivo frente al sellado provisional de V2L) muestra un espesor considerable en V1L, existiendo cierta duda en relación a las bajas resistividades detectadas hacia el fondo del vaso. Probablemente la realidad se sitúe en un punto intermedio entre la existencia de acumulaciones de arcilla que generen esos valores, residuo saturado y sustrato también saturado. Quizás existan en la base de V1L acumulaciones de arcilla (y materiales de préstamo para nivelación) saturadas en lixiviados. Estos pueden haber penetrado alcanzando las pizarras infrayacentes. Esta idea se ve favorecida por el elevado valor del espesor del supuesto relleno de arcilla, y por el alto grado de fracturación que afecta al sustrato maláguide. Para despejar esta incógnita, sería necesaria una mayor amplitud de alas que permitiese alcanzar claramente el citado sustrato bajo V1L.

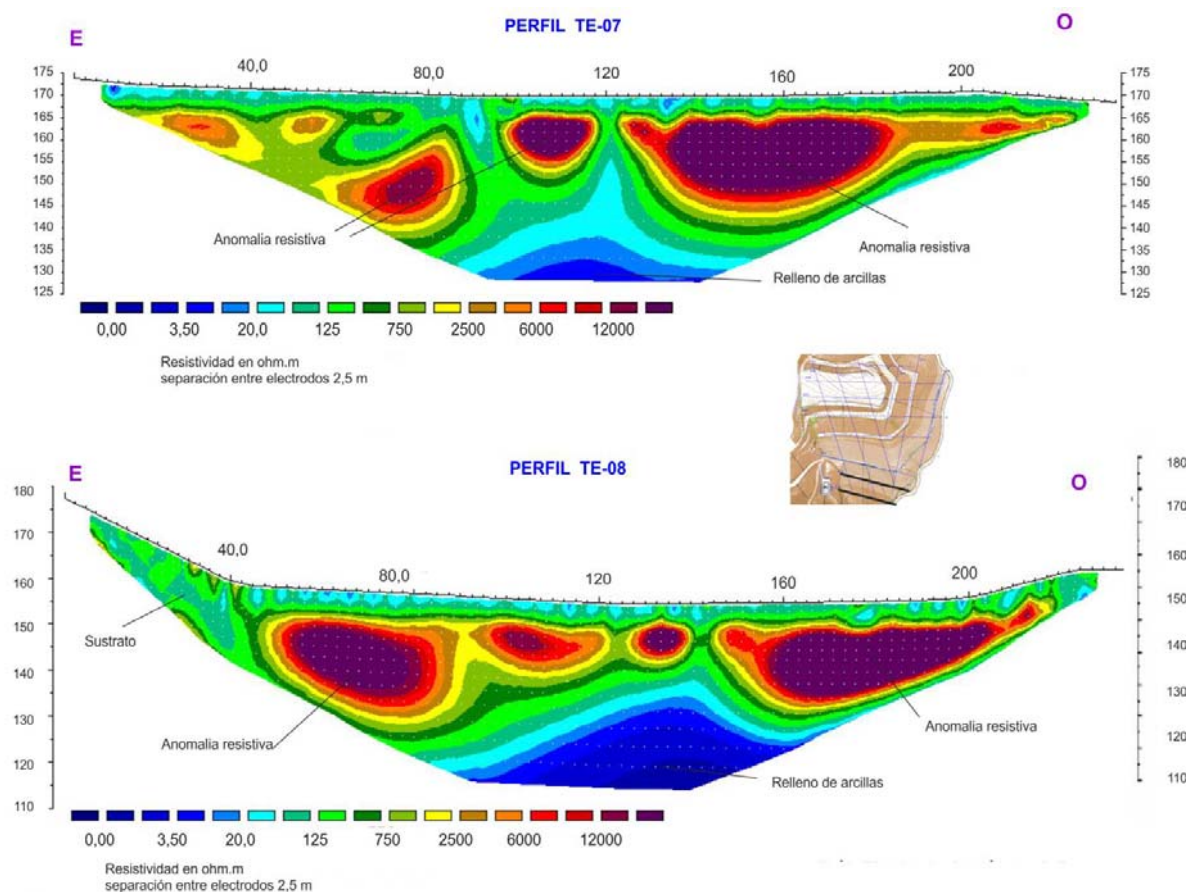


Figura 5.10. Perfiles TE-07 y TE-08 ubicado sobre la cota 160 y 140 msnm, sobre el vaso V1L. Modificado de Limasa/Geocisa 2012

Vertedero V2L

Se han seleccionado para su comentario algunos de los perfiles más representativos que permiten estudiar el segundo vaso de vertido. El perfil TE-01 (figura 5.11) situado en la zona norte del segundo vaso, cruza la zona de plataforma en su totalidad y permite distinguir una primera capa de espesor variable de residuos secos (colores verdes a amarillo-rojizos), tras la cual aparecen niveles de residuos saturados (color azul oscuro) de forma no homogénea, revelando acumulaciones que llegan hasta la cota 170 (a partir de la cota 180 entraríamos en V1L. Bajo estos se registra una zona resistiva (entre 192 y 172 metros de cota) y a 40-60 metros de profundidad desde la superficie que probablemente se corresponda con el sustrato maláguide. El perfil TE-05 muestra una disposición de materiales similar al anterior. Aquí la cota 180 queda hacia el centro del gráfico, es decir, se representa el conjunto superpuesto de ambos vertederos. En ambos casos se pone de relieve la inexistencia de un nivel freático continuo saturando el conjunto de los residuos.

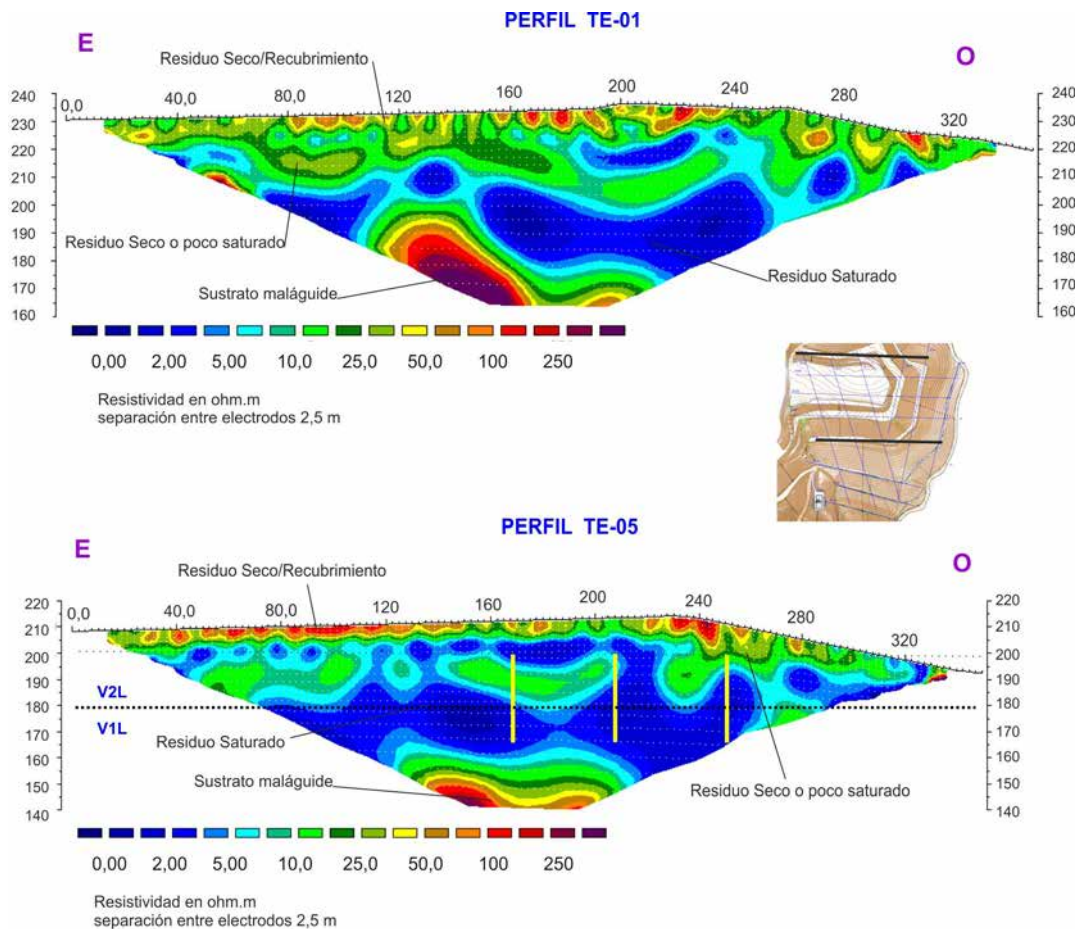


Figura 5.11. Perfiles TE-01 y TE-05 ubicado sobre el vaso V2L. La línea discontinua gruesa marca la cota 180 que separa V1L de V2L. La línea discontinua fina marca la cota 200 a partir de la cual se ubican los tres sondes representados mediante línea amarilla. Modificado de Limasa/Geocisa 2012

El perfil TE-10 (figura 5.12) tiene una orientación NO-SE alcanzando la zona con sellado superficial mediante geosintético de V1L (a partir del metro 370) que genera el efecto de apantallamiento ya comentado. Sigue observándose la capa superficial con resistividades bajas correspondiente a un primer nivel de espesor variable de residuos sin lixiviados (colores verdes a amarillo-rojizos). También se observan las acumulaciones de residuos saturados (color azul oscuro) y las altas resistividades correspondientes al sustrato (entre 160 y 140 metros de cota) y a 20-40 metros de profundidad desde la superficie.

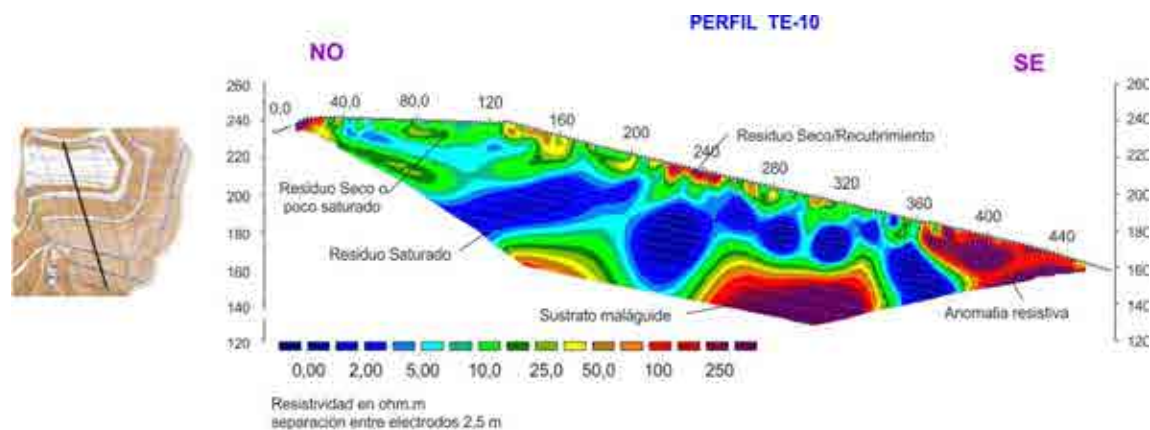


Figura 5.12. Perfiles TE-10, corta longitudinalmente ambos vasos de vertido. Modificado de Limasa/Geocisa 2012

Los perfiles TE-11 y TE-13 presentan similar orientación a TE-10. Se mantiene el esquema de capa superficial con resistividades bajas (colores verdes a amarillo-rojizos), residuos saturados (color azul oscuro) y altas resistividades correspondientes al sustrato.

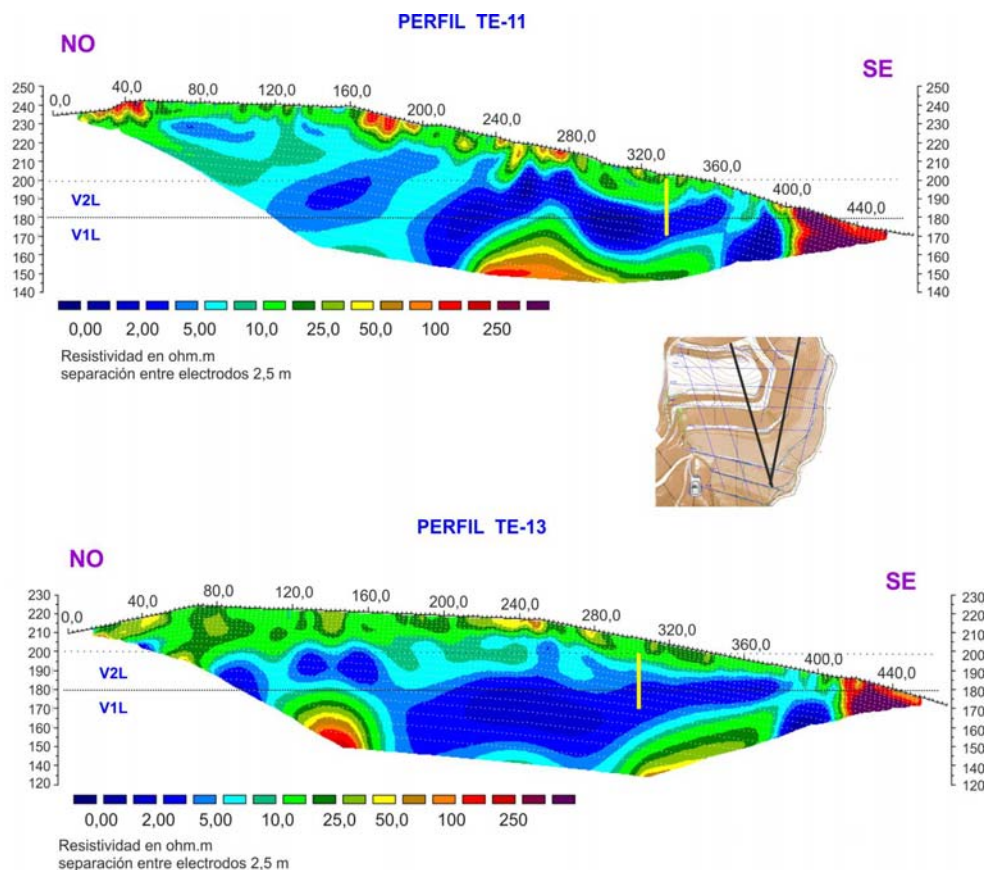


Figura 5.13. Perfiles TE-11 y TE-13, corta longitudinalmente ambos vasos de vertido. La línea discontinua gruesa marca la cota 180 que separa V1L de V2L. La línea discontinua fina marca la cota 200 a partir de la cual se ubican los tres sondeos representados mediante línea amarilla. Modificado de Limasa/Geocisa 2012.

Se ha representado la cota 180 que separa V1L de V2L y la ubicación de los sondeos que se ejecutaron en V2L con la intención de alcanzar V1L. Aunque más adelante se comenta este tema, debe decirse que estos sondeos (P-4, P-5 y P-6 de la figura 5.16) no llegaron a cortar la capa de arcilla y grava que separa ambos vertederos, los tres se iniciaron a cota 200 situándose el límite entre los dos vasos de vertido a cota 180. De media se profundizaron 30 metros (esto es, se llega a la cota 170) sin que aparezca la arcilla que sella V1L, aunque no parece que pueda asumirse la existencia de asentamientos de ese orden (10 metros) sí que es claro que se han debido de producir asentamientos diferenciales que acaban creando huecos y favoreciendo la continuidad vertical entre ambos vasos, tampoco debe descartarse la posible saturación de la capa de arcilla que hace que no sea diferenciable mediante geofísica. El perfil TE-05 permite situar los tres piezómetros que atraviesan claramente la cota 180 sin llegar a cortar la cubierta de arcilla y grava de V1L.

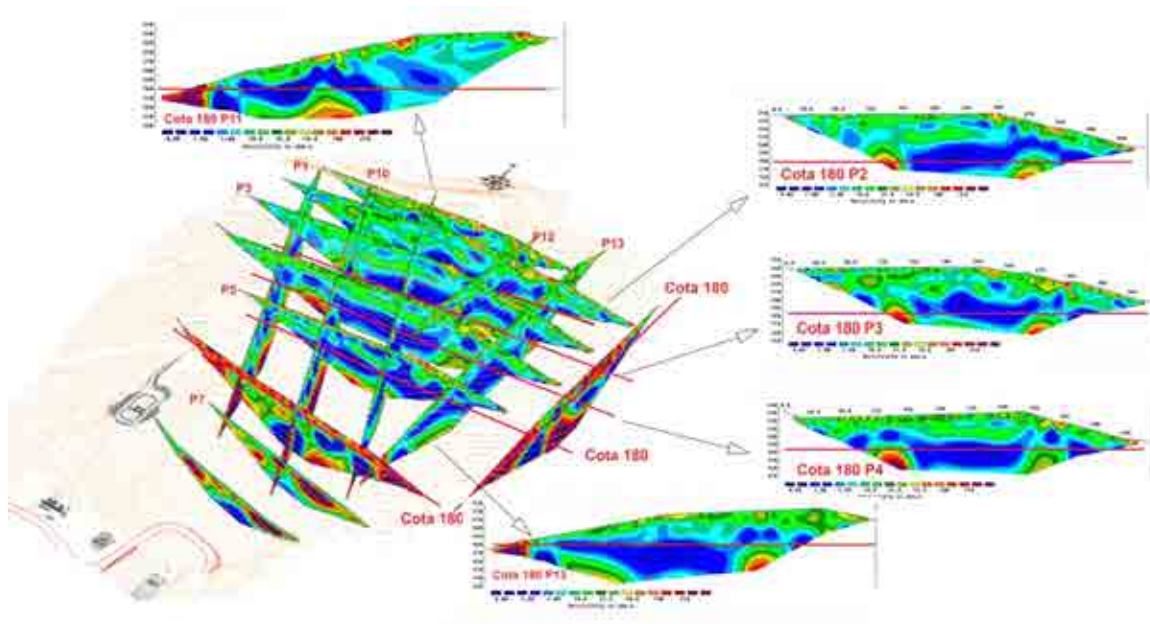


Figura 5.14. Montaje tridimensional del conjunto de perfiles desde diferentes puntos de vista. La línea roja se corresponde con la cota 180 (límite entre ambos vertederos). Modificado de Limasa/Geocisa 2012

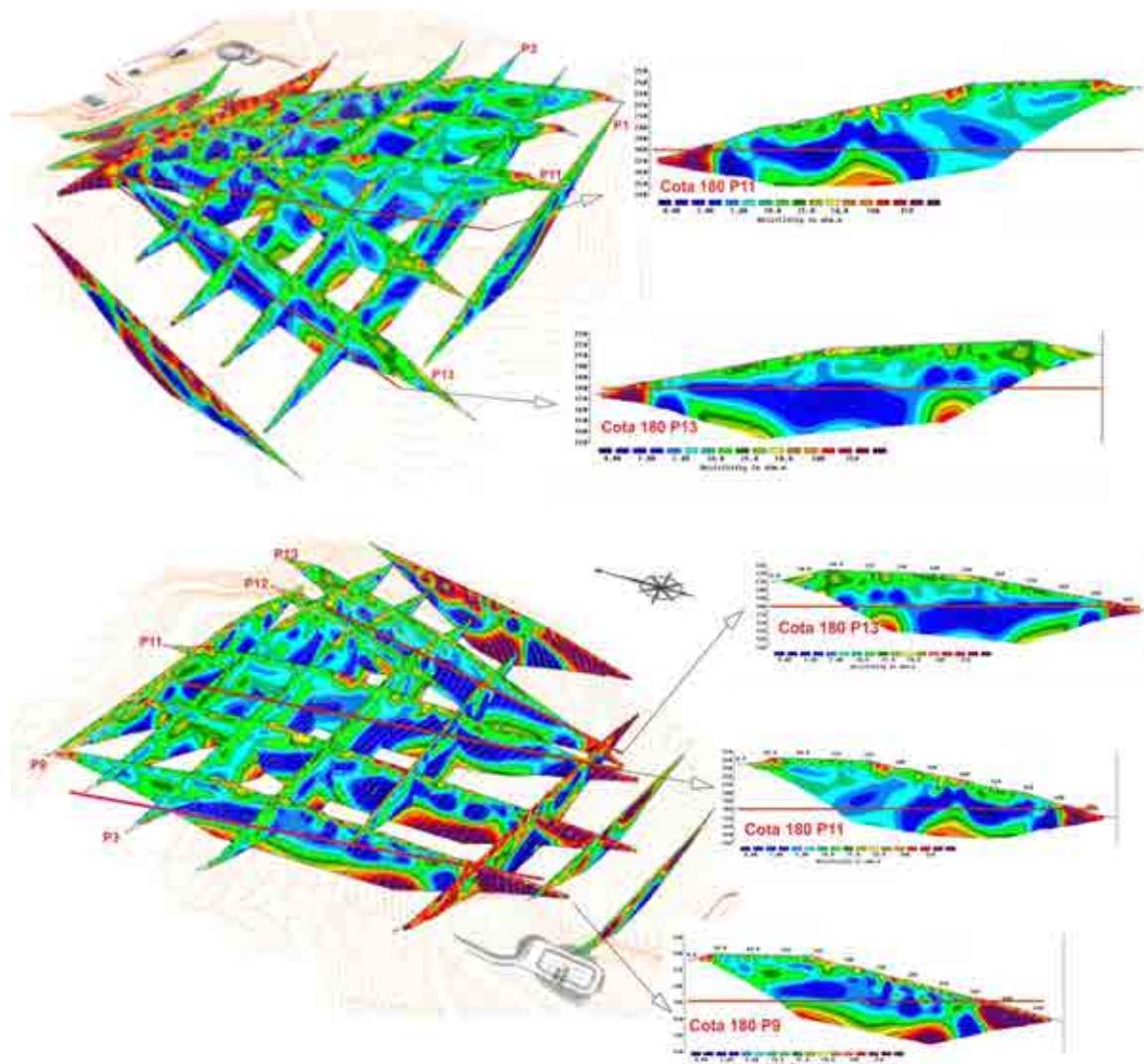


Figura 5.15. Montaje tridimensional del conjunto de perfiles desde diferentes puntos de vista. La línea roja se corresponde con la cota 180 (límite entre ambos vertederos). Modificado de Limasa/Geocisa 2012

8. Campaña de sondeos. Hidrodinámica

A la vista de la existencia de las citadas acumulaciones de lixiviados se realizaron varias perforaciones y catas (figura 5.16 y tabla 5.4) en la zona límite entre ambos vasos de vertido. Concretamente se realizaron 8 catas mediante máquina retroexcavadora con profundidades de entre 6,5 a 9,5 metros emplazadas en la cota 180. De estas, seis se llenaron de lixiviado drenándose mediante tres bombas con una eficiencia final de 0,5 m³/h. Teniendo en cuenta que los caudales medios de lixiviado drenado para ambos vasos son del orden de entre 1000 y 2000 m³/mes, dicho drenaje resulta poco efectivo.



Figura 5.16. a - Ejecución de piezómetros para drenar lixiviado a cota 200 en V2L, b- aspecto del ripio extraído del sondeo P5s (caucho y metales), c- situación de pozos mixtos, piezómetros y catas en la zona afectada de V1L y V2L. Los círculos rojos corresponden al esquema de bombeo más habitual.

Si tomamos los datos aportados por la geofísica y consideramos para la zona de acumulación de lixiviados, una superficie de 500 m², un espesor saturado de 40 m y una porosidad media del 40% obtendríamos un volumen de almacenamiento de 80 000 m³. Como se verá, el caudal extraído por las bombas emplazadas en los pozos mixtos es muy variable y van desde los 14 l/h (29.04.13) hasta 750 l/h (29.05.13), adoptando un caudal medio de 300 l/h, se tardaría más de 8 siglos en drenar el volumen señalado.

	Referencia	Cota Topográfica	Profundidad		Referencia	Cota Topográfica	Profundidad
V1L	PNM 1.1	140,0	20,0	V1L	CATA 6	190,0	7,6
	PNM 2.3	160,0	5,0		CATA 5	190,0	8,7
	PNM 2.1	160,0	20,0		CATA 4	190,0	9,0
	PNM 2.2	160,0	19,0		CATA 3	190,0	9,0
	PNM 3.1	180,0	19,0		CATA 2	190,0	9,0
	PNM 3.2	180,0	19,5	CATA 1	190,0	10,0	
	PNM 3.3	180,0	18,0	a	212,0	17,0	
	PNM 3.4	180,0	19,0	P-1	212,0	22,0	
	PNM 3.5	180,0	20,0	P-2	212,0	31,0	
	P-1	180,0	32,0	P-3	212,0	16,5	
P-2	160,0	35,0	P-4	200,0	30,0		
P-3	140,0	20,0	P-5	200,0	30,0		
CATA 8	190,0	5,0	P-6	196,0	32,0		
CATA 7	190,0	7,0					

Tabla 5.4. Puntos de medida de niveles en V1L y V2L.

Asimismo se realizaron tres piezómetros de 50 mm a cotas sucesivas 180, 160 y 140 (en las tres bermas de V1L) con profundidades de 32 (P1), 35 (P2) y 20 m (P3). Además de estos existe una red de pozos de desgasificación compuesta por unos 20 pozos de 200 mm que, una vez desgasificado el vaso, se emplean como piezómetros de control de niveles de lixiviado.

Se realizaron varias campañas de control piezométrico (cada 15 días a partir de enero de 2013). Para la interpretación y tratamiento de estos datos se recurrió al kriging ordinario empleando un variograma medio de tipo esférico 0/50/30. El kriging mediante ajuste automático suele emplear funciones de tipo lineal que, aunque suaviza excesivamente los contornos permite obtener una visión de conjunto al considerar alcances elevados. La aplicación del método de la Inversa de la Distancia al Cuadrado genera resultados muy parecidos a los del kriging ordinario tras modelizar la variabilidad pero resulta menos exacto al tratarse de una estimación sesgada.

La figura 5.17 muestra un ejemplo para la primera fecha en régimen estático (17.05.13), la aplicación del método de la Inversa de la Distancia al Cuadrado es muy similar a la obtenida mediante kriging ordinario empleando el variograma comentado, mientras que la aplicación de kriging utilizando ajuste automático permite distinguir una zona de niveles altos (punto surgentes) funcionando como divisoria hidrogeológica a cuyos lados se distribuye el flujo hacia el este y oeste (figura 5.18).

El efecto de apantallamiento que genera la lámina de PEAD sobre las medidas de resistividad provocó dificultades en la interpretación de los resultados, por lo que, a partir de los datos de resistividades obtenidos en la campaña de tomografía eléctrica se seleccionaron los perfiles afectados por las acumulaciones de lixiviados y posibles niveles colgados en V1L, llevándose a cabo un tratamiento mediante krigeage ordinario de las columnas de datos así obtenidas (figura 5.18 abajo)

Se utilizó este estimador como mejor alternativa lineal insesgada (Journel y Huijbregts, 1978). Para ello se discretizó el rango de conductividades diferenciando 4 niveles básicos desde los materiales secos con resistividades elevadas hasta los materiales saturados con resistividades bajas. La estimación se llevó a cabo considerando unidades cúbicas de 5 m de lado. El análisis estructural permitió obtener un variograma esférico (C0:0, C:1,5 y alcances de 20, 7 y 0 m). Del análisis de los resultados se desprende la existencia de acumulaciones de lixiviado superficiales próximas a los piezómetros situados entre las cotas 180 y 160, y acumulaciones bastante más profundas bajo el piezómetro ubicado a cota 140.

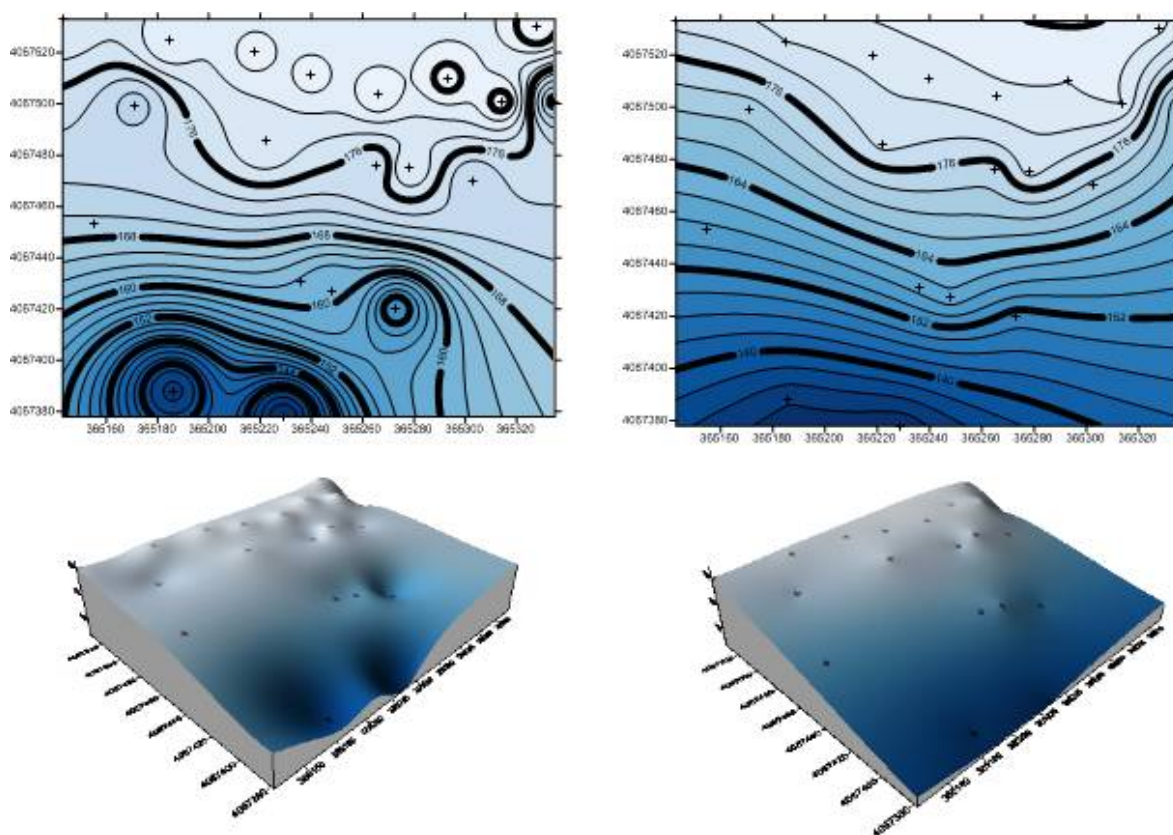


Figura 5.17. Comparación de Krigeage Ordinario (derecha) e Inversa de la Distancia al Cuadrado (izquierda) para los datos del 17.05.13. El efecto de alisado del primero es evidente. El segundo no es un estimador óptimo.

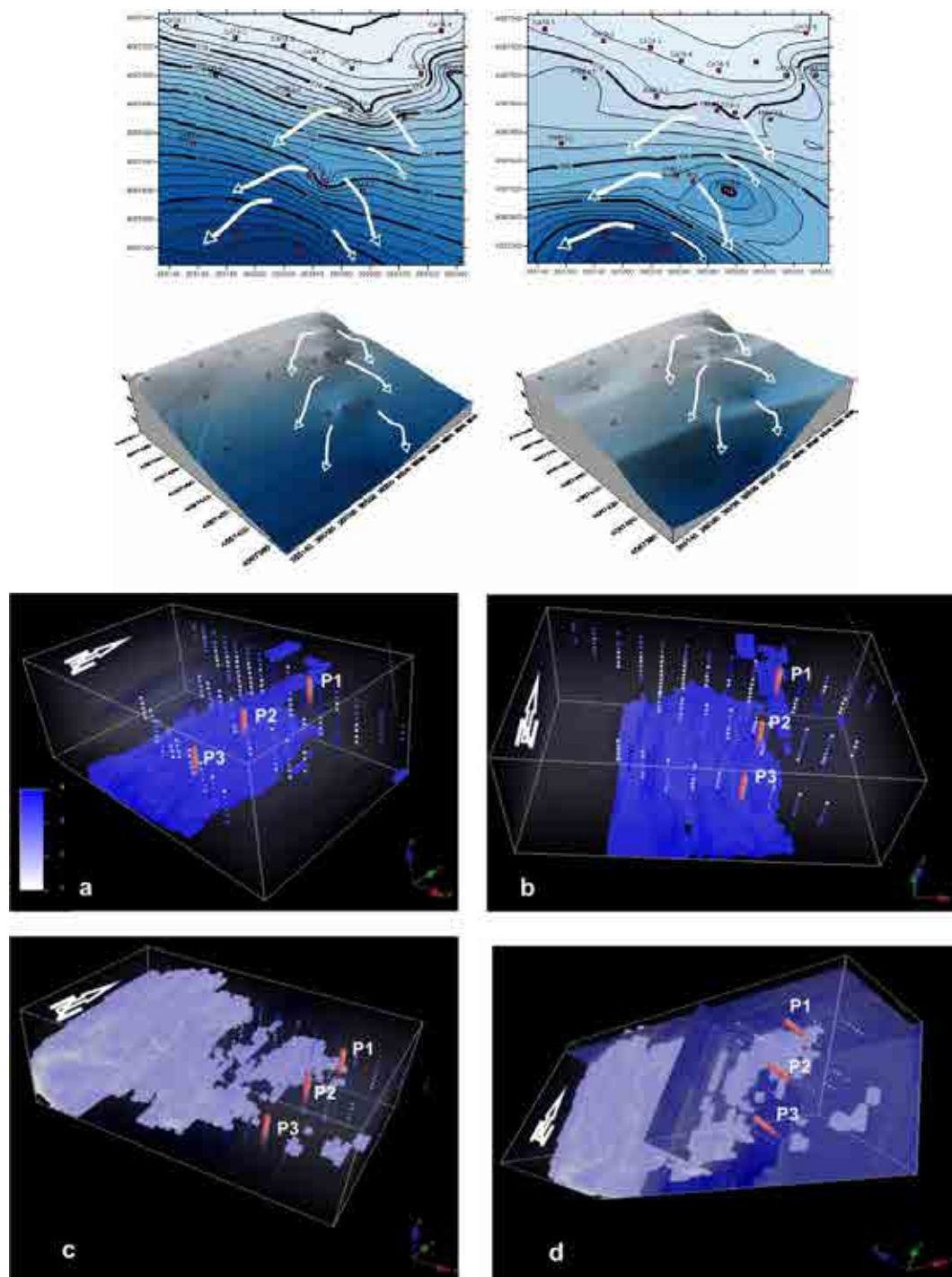


Figura 5.18. Representación de las mediciones efectuadas en dos de las fechas de la campaña (03.06.13 y 15.06.2015) se encuentra ambas en régimen estático. En los dos casos se aprecia la existencia de una divisoria hidrológica coincidente con los tres piezómetros surgentes. a y b muestran los rangos de resistividades más bajos correspondientes a las zonas de acumulación de lixiviados, c y d muestran las resistividades más elevadas. P1, P2 y P3 corresponden con el emplazamiento de los piezómetros. Puede observarse la acumulación entre P1 y P2 con aspecto de niveles colgados y la acumulación bastante más profunda detectada en P3. Las zonas más resistentes correspondientes a sustrato y acumulaciones de residuos y material de sellado secos se sitúan hacia el este.

Campaña de medidas en V1L y V2L

A partir de enero de 2013 se realizó una medición quincenal (mediante sonda manual) en todos los pozos y catas cuyos resultados se muestran en la figura 5.19. Solamente las medidas de mayo a junio se realizaron en régimen estático, el resto se realizó mientras existían al menos tres bombas en funcionamiento, aunque como ya se expuso la eficiencia del bombeo es tan escasa que su influencia sobre los niveles es muy baja. Se complementan los mapas de estimación con un bloque diagrama que permite visualizar la situación. En todos los casos se aprecia la huella que deja el drenaje de las catas, menos transmisivas que los sondeos.

En suma, puede observarse la evolución de zonas de depresión y puntos surgentes en la zona afectada por una gran acumulación o nivel colgado que parece drenarse lentamente a favor de la pendiente (hacia el sur), y hacia la zona oriental y occidental provocando inestabilidad en la columna de residuos.

La permanencia en alto de los niveles en las catas, y las presencia de niveles más bajos a menor cota (P3 y PNM 1.1), parecen indicar la existencia de varios niveles no necesariamente continuos (niveles colgados).

Resulta llamativo el hecho de que durante 2013 se hayan medido mediante sonda más de 26 pozos mixtos del vertedero V2L sin encontrar rastro de lixiviado más que en un caso. Se ejecutaron 6 sondeos en julio de 2013 en las cotas 212 y 200. Inicialmente se planificó la actuación con objeto de diferenciar los niveles en ambos vasos de vertido V1L y V2L, de forma que los de menor cota alcanzasen V1L atravesando el sellado de arcilla de la base de V2L y eventualmente, permitiese su drenaje hacia el vertedero inferior. El primer sondeo se interrumpió a los 17 metros, al interceptar un objeto metálico. Los otros tres alcanzaron la cota 181-183 detectando la arcilla de sellado (techo de V1L). Desde la cota 200 se ejecutaron cuatro sondeos (el primero también se interrumpió a los 12 metros) que alcanzan la cota 170 (168 el P6) pero no se detecta la arcilla de sellado de V1L. Teniendo en cuenta que V1L se sitúa por debajo de la cota 180, el hecho de no llegar a este vaso inferior tras atravesar 30 m del vaso V2L parece indicar la existencia de asentamientos diferenciales muy importantes. Estos tres sondeos se integraron en los perfiles TE-05, TE-11 y TE-13 obtenidos mediante tomografía eléctrica. Se realizaron varias campañas de medida cuya interpretación se refleja en la figura 5.20. No se realizó bombeo alguno, las condiciones hidrodinámicas se corresponden con un régimen estático. No parece que haya relación alguna entre los niveles medidos en los tres sondeos situados más al norte emplazados en V2L, respecto a los situados al sur, estos últimos presentan depresiones muy elevadas

(aunque en la primera fecha se miden dos de los tres sondeos, y en la segunda solamente uno por estar conectados a la red de desgasificación) poniendo de relieve la existencia de niveles colgados.

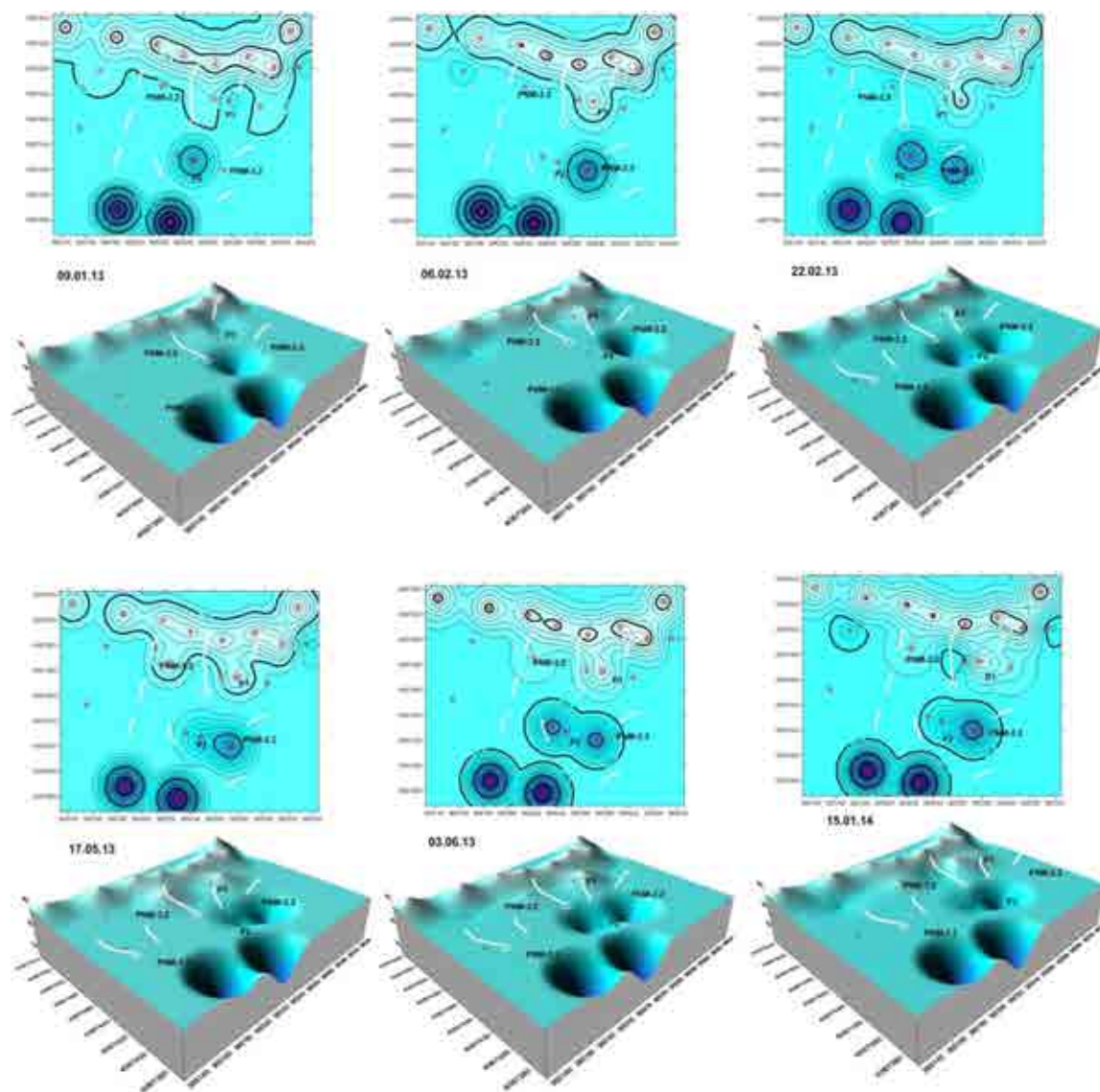


Figura 5.19. Esquemas de funcionamiento hidrodinámico para la zona central del vaso V1L. La estimación se realizó mediante krigeage ordinario utilizando un variograma medio de tipo esférico (0/50/30). No se incluyen todas las fechas de muestreo. La primera medida del 09.01.13 se corresponde con un esquema de bombeo con tres bombas en marcha (PNM 2.1, 2.2 y 3.2) el descenso de niveles afecta fundamentalmente a los piezómetros P2, P3 y PNM 1.1 que muestran conos de depresión muy marcados. Debe de tenerse en cuenta que en la ubicación de las tres bombas no se mide el descenso por lo que, en el gráfico esos puntos no aparecen con su correspondiente cono de depresión. Todas las catas tienen su nivel por encima del de los sondeos. La disposición de las bombas se mantiene el 25.01.13, P2 empieza a arrojar espuma pudiéndose considerar como surgente (liberación de CO₂, posiblemente por la influencia de los dos bombeos cercanos), las máximas depresiones se detectan en P3 y PNM 1.1. Esta disposición de bombeo, y sus efectos se mantienen el 06.02.13, además P1 muestra un nivel bastante elevado aunque no llega a ser surgente. Para el 22.02.13 la disposición de los bombeos es similar pero se mide en los propios puntos de bombeo, por lo que el gráfico responde más fielmente a la realidad, las máximas bajadas de nivel se dan en PNM 2.1, 2.2 y 1.1 y en P3. El 17.05.13 se pueden observar niveles localizados bastante bajos (P3 y PNM 1.1, y algo menores en PNM 2.3), tras tres días de parada de las

bombas, P1 y P2 son surgentes. El día 30 del mismo mes se vuelven a medir niveles en PNM 1.1, P1 es surgente y P2 presenta niveles bastante altos. Esta situación se mantiene durante la siguiente medida, también en régimen estático el 03.06.13. El 02.11.13 la cata número 8 queda seca y P1 es surgente, el aspecto es muy parecido a la fecha anterior. Por último las dos últimas fechas de medida son muy parecidas entre sí, se puede observar claramente el efecto del drenaje en los puntos de bombeo.

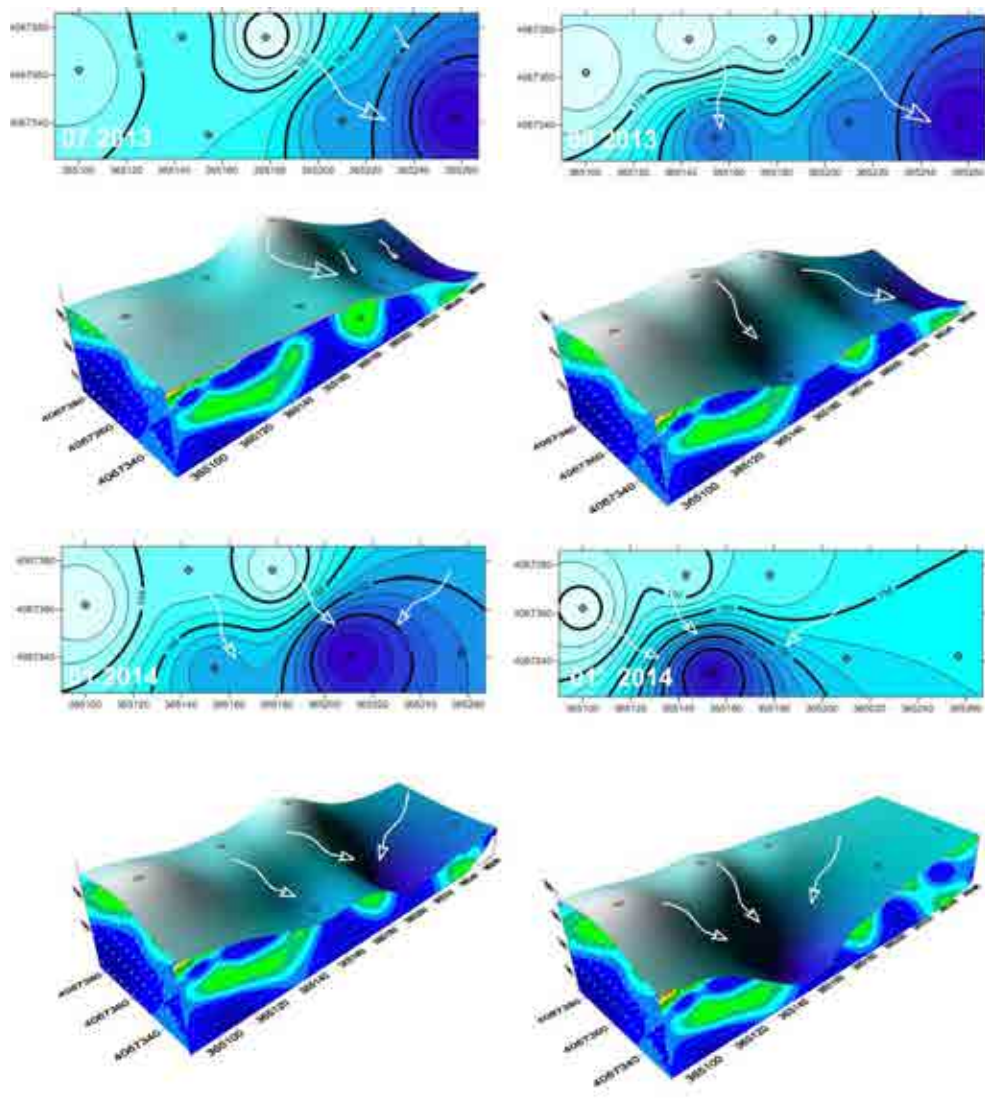


Figura 5.20. Esquemas de funcionamiento hidrodinámico para la primera berma del vaso V2L. La estimación se realizó mediante el método de la inversa de la distancia al cuadrado. Los bloques integran los datos de resistividades obtenidos mediante tomografía eléctrica.

Inicialmente, para la interpretación de los niveles, se recurrió al tratamiento mediante kriging ordinario de los datos, pero al tratarse de pocos datos resulta muy aventurado el ajuste a un modelo de variograma fiable, de otra parte el uso de modelos genéricos (habitualmente, los programas comerciales suelen emplear funciones lineales) tienen como consecuencia el efecto de suavizado de las estimaciones lo que no se corresponde con la realidad, más aún en el caso de existir varios niveles colgados sin continuidad. Por este motivo se recurrió al uso de la técnica de la Inversa de la Distancia al

Cuadrado. No debe olvidarse que el objetivo final no es hacer una estimación de la variable nivel, sino conseguir una visualización de la evolución de estos niveles para entender el comportamiento del lixiviado en los vasos.

9. Caracterización química del lixiviado

En total se han recogido y analizado 47 muestras y se han realizado las mismas determinaciones de pH y medidas de temperatura y conductividad eléctrica en el campo para cada uno de los dos vertederos estudiados (Tabla 5.5). El periodo de muestreo del lixiviado ha estado comprendido entre Mayo de 2009 y Junio de 2011. La frecuencia de recogida fue quincenal.

	Media		Mediana		Sesgo			Media		Mediana		Sesgo	
	Des. Estándar		Coef. Variación		Curtosis			Des. Estándar		Coef. Variación		Curtosis	
	V1L	V2L	V1L	V2L	V1L	V2L		V1L	V2L	V1L	V2L	V1L	V2L
C.E.	28,43	34,60	30,90	35,20	-2,35	-0,85	B	4,51	7,26	4,83	6,82	-0,70	-0,12
	6,34	5,68	22,30	16,42	4,63	3,24		1,44	1,98	31,87	27,23	0,60	-0,81
pH	7,76	8,13	7,73	8,10	1,55	1,44	Ca ²⁺	40,42	35,53	30,27	29,68	2,63	4,72
	0,24	0,17	3,13	2,15	7,16	3,05		36,40	33,02	90,06	92,93	7,98	24,84
T	27,66	40,43	27,90	41,20	-0,76	-0,73	Mg ²⁺	81,51	96,77	84,44	97,83	-0,11	0,35
	3,38	4,78	12,23	11,82	-0,12	0,97		27,50	28,33	33,74	29,27	-0,62	-0,87
Cl ⁻	5086,61	5491,18	4722,85	5579,00	0,45	-0,76	Mn	0,13	0,07	0,10	0,02	1,79	5,16
	142,57	1169,33	211,48	21,29	0,63	1,27		0,17	0,19	135,03	282,38	3,25	28,29
SO ₄ ²⁻	67,42	23,57	13,06	15,09	2,76	2,02	Cr	0,27	0,66	0,27	0,48	0,50	3,53
	23,53	23,53	99,83	99,83	7,39	4,46		0,12	0,59	45,24	90,38	1,00	14,64
NO ₃ ⁻	27,06	8,53	4,85	2,59	2,47	4,94	Zn	0,04	0,15	0,04	0,15	2,08	1,10
	60,55	21,48	223,75	251,78	4,63	26,33		0,06	0,09	131,62	56,51	6,44	2,39
F ⁻	25,14	4,49	2,84	4,56	4,26	0,04	Ni	0,29	0,43	0,31	0,33	-0,25	4,37
	95,37	2,13	379,36	47,49	17,36	-1,09		0,08	0,35	26,46	81,43	-0,58	21,37
Na ⁺	3504,00	4118,87	3280,11	4134,97	0,47	-0,70	Ba	0,60	0,56	0,65	0,57	-0,44	-0,07
	1280,51	916,85	36,54	22,26	0,65	0,49		0,20	0,14	32,93	24,49	-0,39	0,46
K ⁺	1186,26	1619,76	1039,71	1602,27	0,56	-0,64	NO ₂ ⁻	333,58	44,84	42,07	42,40	2,74	0,42
	465,92	371,92	39,28	22,96	0,18	0,33		796,15	12,80	238,67	28,54	6,77	0,03
Fe	8,90	8,41	8,57	10,33	0,15	0,26	Br ⁻	21,40	22,74	27,63	32,19	-0,12	-0,43
	3,18	3,40	35,73	40,44	-1,20	-0,17		12,79	14,00	59,74	61,55	-1,98	-1,63
P	11,86	9,36	12,66	9,24	-0,32	1,46	PO ₄ ³⁻	140,49	13,06	20,57	9,00	3,28	3,89
	4,31	2,19	36,34	23,40	0,55	5,18		398,65	24,94	283,75	191,01	9,55	15,65

Tabla 5.5. Estadística de los principales parámetros estudiados en el lixiviado de los dos vertederos de RSU del C.M.A. Los Ruices. El número de muestras asciende a 46. Todos los parámetros están expresados en mg/ l, excepto CE (mS/ cm) y T (°C).

El periodo de estudio presenta una gran variabilidad de la precipitación para la estación de Málaga pasando de un año seco (2009) a un año húmedo (2010) con fuertes variaciones interanuales.

En lo relativo a los lixiviados, en general se observan grandes variaciones entre las concentraciones de los diferentes parámetros, lo que concuerda con las referencias bibliográficas (Ross, 1990; Kjeldsen, 1993; Fritz et al., 1994; Gómez, 1997; Kjeldsen, 1998a; Fatta et al., 1999; Vadillo et al. 1999a; El-Fadel et al., 2002; Tatsi y Zouboulis, 2002, Tchobanoglous, 2002, Williams, 2005). Como consecuencia, la desviación estándar y el coeficiente de variación muestran fuertes variaciones. Este último parámetro presenta valores superiores al 50%, o incluso al 100% especialmente en el caso de los sulfatos, fosfatos y manganeso.

Las grandes variaciones observadas para los vasos del CMA Los Ruices se detectan igualmente en los tres vasos del CMA de La Costa del Sol, en este caso además de destacarse los sulfatos y fosfatos hay que añadir las fuertes oscilaciones de los nitritos, y de algunos elementos como el calcio y el manganeso además de algunos metales pesados como el Zn. En el caso de los fosfatos la gran variabilidad se debe a la existencia de pocas analíticas muy dispersas a lo largo del periodo de muestreo con muchos picos de concentración.

Debe señalarse que casi todas las distribuciones se ajustan razonablemente a la normalidad, la figura 5.21 muestra algunos de los parámetros analizados para el vertedero V1L de Limasa.

La Tabla 5.6 sintetiza las características de ambos vertederos y algunos aspectos relativos a su explotación. La aplicación de la metodología expuesta en el capítulo 5 desarrollada por Howard et al. (1996) a los datos de V1L y V2L arroja los resultados de masa lixiviable expuestos en la tabla, entre un 0,3 y un 0,6 % resulta lixiviable (debe tenerse en cuenta que no se consideran los bicarbonatos (además de sílice, amonio...) por lo que dicha cantidad debe considerarse claramente infraestimada.

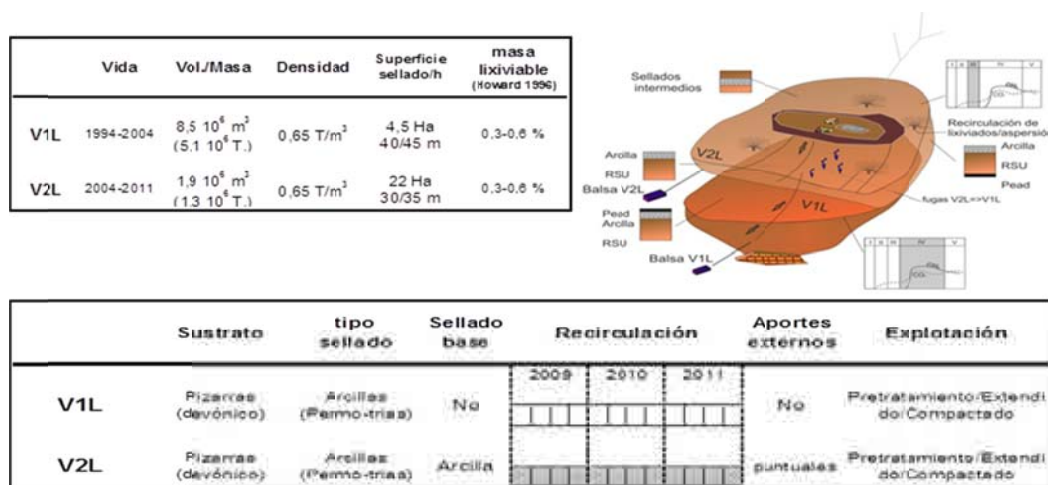


Tabla 5.6 - Síntesis de las características de los vertederos del CMA de Los Ruices.

En cualquier caso la masa lixivable según la metodología descrita presumiblemente no superará el 2-3% de la masa total depositada siendo este un resultado que debe acogerse con las debidas reservas aunque no por ello debe considerarse exento de interés.

9. 1. Parámetros físico-químicos

Wiley et al. (1975) observaron que, para muestras de agua cuya acidez estuviera regida mayoritariamente por ácidos orgánicos, existía una relación inversa entre la temperatura y el pH, y en muestras cuya acidez se debiera al ácido carbónico, se observaba una relación positiva entre temperatura y pH. Se han representado las temperaturas de las muestras frente al pH del lixiviado para cada vertedero (V1L o vertedero inferior – muestras de la entrada a la balsa de abajo- y V2L con muestras procedentes de la balsa de arriba). La figura 5.22 representa el gráfico pH-T en el que se observa que en V2L existe una relación negativa entre la T y el pH, por tanto la alcalinidad de dichos lixiviados se rige por la presencia de ácidos orgánicos (fase anaeróbica ácida) indicativo de vertederos jóvenes. Se trata de un vertedero de explotación relativamente reciente, sellado en 2012.

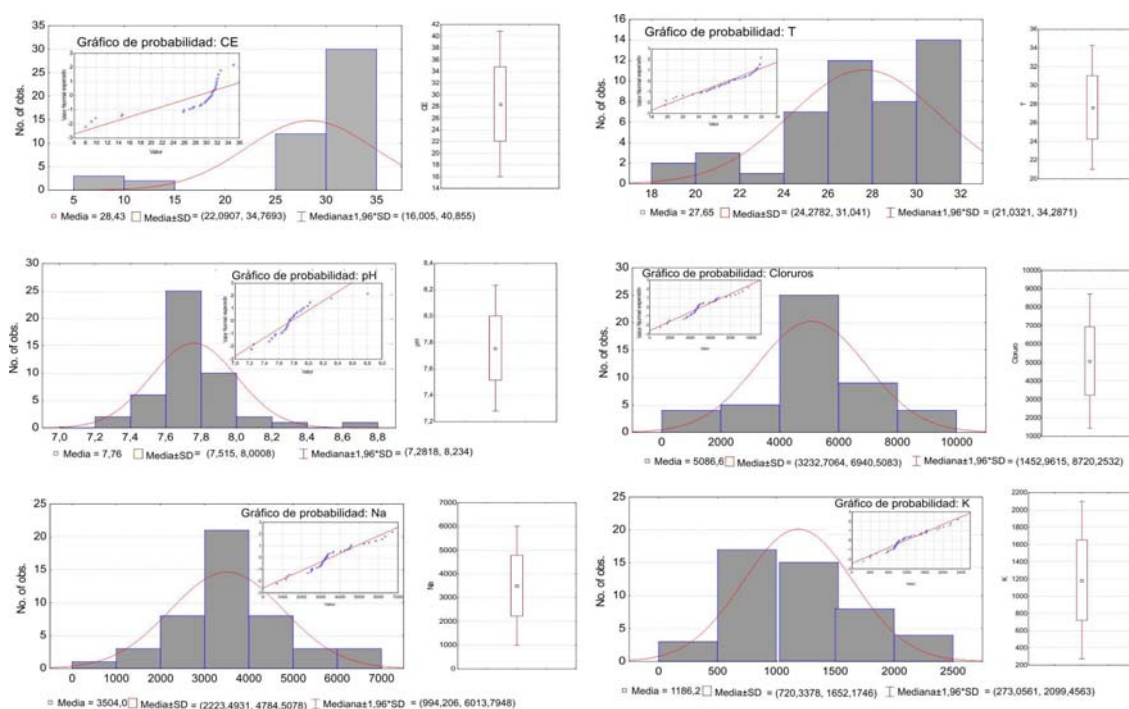


Figura 5.21. Algunos estadísticos de los principales parámetros estudiados en el lixiviado del vertedero V1L del C.M.A. Los Ruices. El número de muestras asciende a 46. Todos los parámetros están expresados en mg/ l, excepto CE (mS/ cm), pH y T (°C).

En cambio la relación entre la T y el pH en el V1L es positiva, indicando en este caso que la acidez es debida al carbono inorgánico presente en la solución. Se trata de un vertedero más antiguo (fase anaeróbica metanogénica). Este vertedero inició su explotación en 1994 quedando sellado en 2004, por tanto es lógico que se encuentre en un estado más avanzado de maduración que V2L.

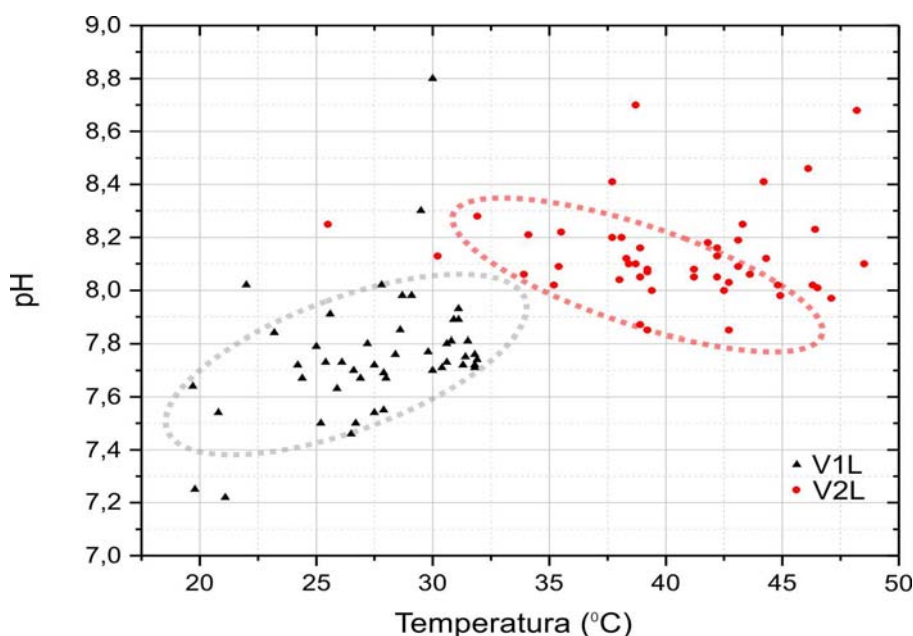


Figura 5.22. Relación temperatura-pH para los dos vertederos del CMA Los Ruices, V1L (1994-2004) o vertedero “de abajo”, mucho más antiguo que V2L o vertedero superior (2004-2012).

La temperatura media del lixiviado es de 27,6 °C en V1L, variando entre 19.7 y 31.9 °C. En V2L la temperatura aumenta sensiblemente, con un valor medio de 40,43 °C, variando entre 25.5 y 48.5 °C. Estos valores de temperatura son muy superiores al valor medio anual del aire en la estación del Aeropuerto de Málaga (18 °C), los cuales se deben a las reacciones exotérmicas de degradación de los residuos orgánicos, mayores en V2L, al encontrarse aún en un estadio más juvenil que V1L.

El pH está comprendido en un rango entre 7,22 y 8,80, con un valor medio de 7.76 en V1L. Parece claro que dicho valor es bajo considerando la edad del vertedero y el hecho de que la explotación del biogás se inició aproximadamente en 2007, lo que demuestra que el vaso se encontraba en etapa metanogénica. El valor del pH así como de varios parámetros que se comentan seguidamente indica la entrada de aportes externos que aportan acidez a un medio que debiera ser claramente reductor. A este respecto debe señalarse la posible entrada de aportes desde V2L que confina parcialmente el vaso de V1L. Ambos vertederos quedan separados mediante una capa de arcilla. Además de estos aportes, y lo que es más significativo en términos de volumen, es conocida (aunque no cuantificada) la entrada de

aportes externos procedentes principalmente de los fallos en la infraestructura de drenaje (cunetas principalmente) que permitieron la infiltración de agua de lluvia y escorrentía.

En V2L el rango es de 7,88 a 8,70 con un valor medio de 8,13, lo que se corresponde con lo ya comentado, V1L es un vertedero de más edad que se encuentra en fase anaerobia metanogénica, donde la degradación de compuestos orgánicos y la desaparición de ácidos orgánicos es el proceso predominante, aunque se detecte la entrada de aportes externos, mientras que el V2L con residuos de menor edad se encuentra en la fase anterior, fase anaeróbica ácida con presencia en los lixiviados de ácidos orgánicos.

Para el primer vertedero del CAM Los Ruices, V1L, la conductividad eléctrica se ha mantenido en un rango entre 8,02 y 34,90 mS/cm con un valor medio de 28,43 mS/cm (Tabla 9.5) y un coeficiente de variación del 22%. Casi el 80% de los valores de conductividad han estado comprendidos en el intervalo 25 y 35 mS/cm. Para V2L la conductividad media es de 34,60 mS/cm, sensiblemente más alta que la anterior al tratarse de un vertedero mucho más joven, oscilando entre 15 y 47,30 con un coeficiente de variación menor, del 16%. Lógicamente, estos valores tan altos son consecuencia de las elevadas concentraciones de los parámetros analizados.

Cationes

Respecto al contenido en cationes (Tabla 5.5) para el Complejo Medio Ambiental de (CMA en adelante) Los Ruices cabe destacar el predominio de los cationes alcalinos, Na⁺ (3504 y 4119 mg/l para V1L y V2L respectivamente) y K⁺ (1186 y 1620 mg/l) frente a los alcalinotérreos, Mg²⁺ (82 y 97 mg/l) y Ca²⁺ (40 y 36 mg/l). La desviación estándar en el Ca²⁺ y el Mg²⁺ es de un orden de magnitud menor (36 y 33 para V1L y V2L y 28 para ambos en el caso del Mg²⁺) que en el resto de cationes analizados, Na⁺, K⁺, (1281 y 917 -V1L y V2L- y 466 y 372 mg/l). Respecto a la distribución de las series (Figura 5.21), prácticamente todos los cationes presentan distribuciones normales o muy cercanas a la normalidad para ambos vertederos. En cualquier caso llaman la atención valores tan altos en V1L debiendo explicarse estas concentraciones como consecuencia de la existencia de aportes externos.

Aniones

El parámetro más abundante es el contenido en Cl⁻ (5087 y 5491 mg/l para V1L y V2L respectivamente) debido a su solubilidad. Los coeficientes de variación son elevados como consecuencia del carácter cíclico de los periodos de sequía y precipitación. Las concentraciones de SO₄²⁻ (67 mg/l y 24 mg/l) y NO₃⁻ (27 mg/l y 9 mg/l) son dos órdenes de magnitud inferior a las del Cl⁻ y presentan los mayores coeficientes de variación de los

aniones (100% para V1L-V2L y 224 y 252 %, respectivamente). Estos elevados valores para V1L sólo son compatibles admitiendo la entrada de aportes exteriores por los motivos ya comentados. En el caso de los fosfatos es todavía más revelador de la existencia de entradas externas (140,5 mg/l y 13mg/l para V1L y V2L respectivamente) que expliquen su coexistencia con calcio y magnesio (aunque debe tenerse en cuenta que se trata de valores medios).

El estado reductor del lixiviado no favorece la presencia de NO_3^- y de SO_4^{2-} (Christensen et al., 1994; Heron et al., 1994). En el caso del NO_3^- , su aparición en el lixiviado debe ser explicada por nitrificación del NH_4^+ del medio. Los altos valores de nitrato indican que la reacción se produce de forma efectiva, lo que revela que las bacterias encargadas de las reacciones de nitrificación no deben estar totalmente aisladas del oxígeno (Ross, 1990; Cullimore, 1993).

En el caso del SO_4^{2-} , existen dos procesos que pueden aumentar sus concentraciones: (1) la existencia de residuos de construcción (yeso) que suministren sulfatos al medio, aspecto observado en otros estudios (Nicholson et al., 1983; Christensen, 1992; Christensen et al., 1994; Kjeldsen, 1998a) y constatado por observaciones directas en los vasos de vertido en los que los residuos de la construcción suelen emplearse como sellados intermedios especialmente en V2L y (2) oxidación parcial de sulfuros (HS^- , S_2^-) a SO_4^{2-} (Heron, 1994). En condiciones anaeróbicas, esta reacción de oxidación estaría muy atenuada, pero como se ha observado con el NO_3^- , las bacterias nitrificantes no deben estar completamente aisladas del oxígeno, por lo que puede haber un cierto paso de sulfuros al estado oxidado.

Metales

De todos los metales medidos (Fe, Mn, Cr, Zn, Ni, Cd y Ba) hay un grupo que se denominan metales simples (Ba, Cd, Ni y Zn) y otro metales redox (Fe, Mn, Cr). Los primeros están controlados por carbonatos, sulfatos y O-OH en condiciones oxidantes y sulfuros metálicos en condiciones reductoras; los segundos en condiciones oxidantes y pH mayor de 5,5 generan óxidos-oxihidróxidos y en condiciones reductoras con sulfuros, sulfuros metálicos insolubles. De los 7 metales analizados, a los que se añade el metaloide B, destaca el contenido en Fe (8,9 y 8,4 mg/l para V1L y V2L) y B (4,5 y 7,3 mg/l). El resto muestra valores medios inferiores a 1 mg/l, destacando en este grupo el Cr (0,66 mg/l) para el segundo vaso de vertido del CMA Los Ruices y el Bario (0,6 mg/l para ambos vasos). Este valor relativamente elevado del Cr suele corresponderse con la existencia de residuos procedentes de aparatos eléctricos y electrónicos o acopios metálicos incluidos en el residuo

doméstico depositados antes de que la actual legislación prohibiese su vertido e impusiese su segregación inicial. Debe considerarse asimismo la proliferación de productos que incorporan polímeros con elementos metálicos durante los últimos años que pueden aportar metales fundamentalmente durante la etapa anaerobia ácida, así como la enorme cantidad de artículos que acaban en la basura que incorporan metales pesados (fotografías, películas, materiales refractarios, pinturas, tintas, aerosoles...). Los valores mínimos corresponden a Mn (0'07 mg/l para V2L) y Zn (0'04 mg/l para V1L).

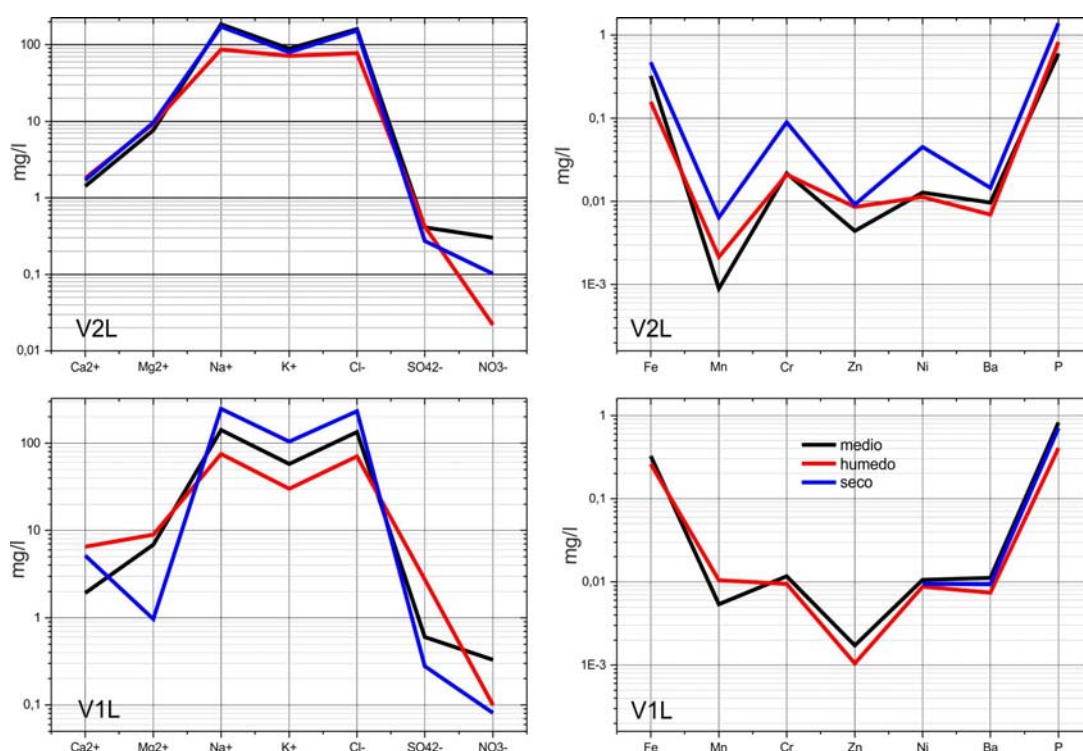


Figura 5.23. Diagramas de Schoeller modificados con el contenido en metales, camiones y aniones para los dos vertederos del CMA Los Ruices, V1L y V2L.

En términos generales, los valores relativamente bajos de los metales sobre todo en V1L y V2L (Tabla 5.5) se deben al origen urbano de los residuos, poco o nada relacionados con procesos industriales, y a la existencia de posibles mecanismos de atenuación que estén disminuyendo las concentraciones de metales en el medio (Johansen y Carlson, 1976; Ehrig 1983; Pohland y Gould, 1986; Christensen et al., 1994; Holm y Zhu, 1994; Gómez, 1997; Schroth y Sposito, 1998). De acuerdo con los autores anteriores estos mecanismos de atenuación ocurren principalmente por:

- 1.- Precipitación de minerales metálicos (sulfuros, carbonatos y/o oxi-hidróxidos). Dado el carácter reductor del vertedero, deben ser los sulfuros, con muy bajos productos de solubilidad, los que controlen la concentración de la mayoría de los metales.

2.- Reacciones de sorción de los metales con las fases minerales existentes (precipitados, arcillas, coloides, complexación con materia orgánica,...).

3.- Disminución de la movilidad y solubilidad de los metales por incremento del pH en la fase anaerobia metanogénica.

9. 2. Diferenciación de lixiviados en función de la pluviometría

La variabilidad de la composición química del lixiviado, como se ha expuesto en el apartado anterior, está definida por muchos factores. Entre éstos destaca el clima de cada región, sobre todo en las regiones mediterráneas donde la aportación más importante y a veces única de agua al residuo proviene de la precipitación. En la presente investigación, se han podido diferenciar tipos de lixiviados relacionados con el factor pluviométrico (Vadillo 2003) (Figura 5.24).

Se obtienen tres clases de acuerdo a los valores de conductividad eléctrica (mineralización) y el contenido en cloruro, como anión conservativo predominante en el lixiviado:

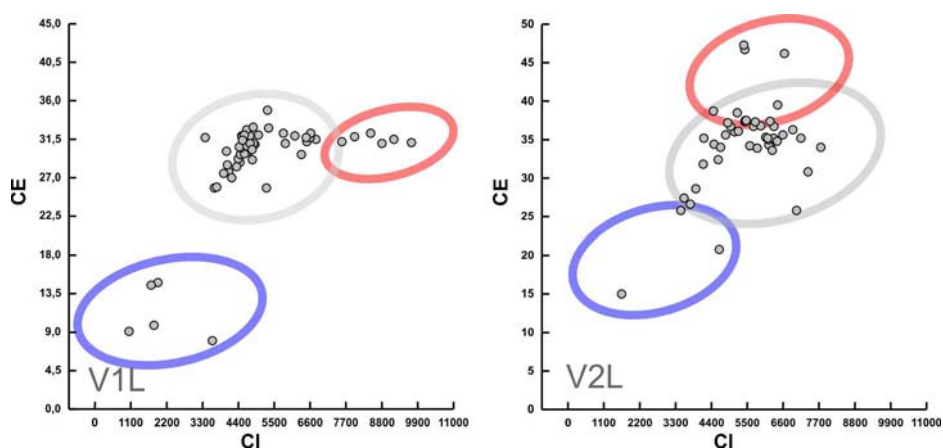


Figura 5.24- Diferenciación de grupos de muestras de lixiviado según su relación entre conductividad eléctrica y el contenido en cloruros para el CMA Los Ruices.

- Muestras correspondientes al periodo húmedo, presentan los valores más bajos de alcalinidad, Cl^- , Na^+ , K^+ y, por tanto, de conductividad eléctrica ($< 18 \text{ mS/cm}$). Son las muestras tomadas en Enero/Febrero 2010 y 2011, y Noviembre/Diciembre de 2010, inmediatamente después de periodos lluviosos.

- Muestras correspondientes al periodo seco, son lixiviados que presentan la mayor mineralización ($\text{CE} > 27 \text{ mS/cm}$) y contenidos en Cl^- superiores a 7300 mg/l . Además presentan mayores alcalinidades y contenidos en Cl^- , Na^+ y K^+ . Corresponden a las muestras recogidas durante el verano de 2009 y 2010. Para V2L la práctica de la recirculación de lixiviados (más intensa durante el verano) hace que la diferenciación de la época seca sea

menos evidente que en el caso de V1L, aumentando conductividad pero conservando el contenido en Cl⁻.

- Muestras correspondientes al periodo medio, entre los dos grupos anteriores, con conductividades eléctricas entre 18 y 27 mS/cm. Este tercer grupo de muestras son las más numerosas, ya que se generan en condiciones de pluviometría intermedia. Para V1L las conductividades se mantienen casi constantes siendo muy similares a las del periodo seco, probablemente por la antigüedad del vertido, para V2L este periodo intermedio muestra conductividades crecientes entre las de los periodos seco y húmedo.

En base a las diferenciaciones temporales expuestas se procedió a calcular el orden de concentración de los diferentes iones (considerando valores correspondientes a la etapa considerada como más representativa entre el periodo seco y el húmedo), según la frecuencia de la relación entre los parámetros (sin entrar en cuantificar órdenes de magnitud, Tabla 5.7).

	periodo seco	Cl ⁻	NO ₃ ⁻	F ⁻	SO ₄ ²⁻														
V1L	periodo medio	Cl ⁻	SO ₄ ²⁻	NO ₂ ⁻	NO ₃ ⁻	Br ⁻	F ⁻	PO ₄ ³⁻	B	P	Fe	Mn	Cr	Ba	Ni	Zn			
	periodo húmedo	Cl ⁻	SO ₄ ²⁻	NO ₂ ⁻	F ⁻	Br ⁻	NO ₃ ⁻	PO ₄ ³⁻			Fe	P	Mn	Cr	Zn	Ni	Ba		
	periodo seco	Cl ⁻	NO ₃ ⁻	F ⁻	SO ₄ ²⁻						P	Fe	Ba	Ni	Cr	Zn	Mn		
V2L	periodo medio	Cl ⁻	SO ₄ ²⁻	NO ₂ ⁻	NO ₃ ⁻	Br ⁻	F ⁻	PO ₄ ³⁻			P	Fe	Cr	Mn	Ni	Ba	Zn		
	periodo húmedo	Cl ⁻	SO ₄ ²⁻	NO ₂ ⁻	F ⁻	Br ⁻	NO ₃ ⁻	PO ₄ ³⁻			P	Fe	Cr	Ni	Zn	Mn	Ba		

Tabla 5.7. Concentraciones de iones en orden decreciente para los tipos de lixiviados generados en los cinco vertederos estudiados. Todas las concentraciones en meq/l.

Con independencia del vertedero y periodo considerado los cloruros son los aniones más abundantes al ser los más solubles, para los cationes el orden es siempre el mismo (Na⁺, K⁺, Mg²⁺ y Ca²⁺) siendo el Mg²⁺ y el Ca²⁺ por ese orden, los cationes menos abundantes para cualquier tipo de lixiviado (los más disponibles en el medio y con mayor capacidad de intercambio). Tras el cloruro, para V1L y V2L prevalecen los nitratos seguidos de fluoruros y sulfatos en periodo seco, y los sulfatos seguidos de nitritos en los periodos medios y húmedos. Ambos vertederos presentan seguidamente mayores concentraciones de nitratos en periodos medios y de bromuros en periodos secos.

En suma el predominio de nitritos en periodos húmedos y de nitratos en secos y medios indica la existencia de reacciones de otro tipo, no solo de dilución por el aporte de agua de precipitación, y el aporte de materiales o entradas externas en vertederos que, dada su edad, ya debieran de haber consumido tanto los nitritos como los nitratos.

Los metales presentan pocas alteraciones en el orden de concentración. El Fe es siempre el metal más abundante en V1L, duplicando o triplicando la concentración del segundo metal en importancia (P o B salvo para el periodo medio). El Mn es el siguiente en orden de concentración, seguido de Cr o Zn. Para V2L el P es el más abundante seguido del Fe y del Cr y Ba (en periodo seco).

9.3. Análisis Estadístico Multivariante

Análisis clúster

El análisis tipo clúster permite agrupar las muestras en función de similitudes en su composición química. Se realizó una aglomeración de tipo jerárquica a partir de los datos normalizados (con media cero y varianza unidad) usando como medida de similitud (proximidad) la distancia euclídea (Massart y Kaufman, 1983). Como mecanismo de aglomeración se optó por utilizar la metodología propuesta por Ward al ser la que distorsiona menos los resultados (y que incorpora un potente mecanismo para el agrupamiento utilizando el máximo de información) (Willet, 1987). Los dendrogramas correspondientes a los periodos medios se representan en la figura 5.25 mostrando aquellas variables que se encuentran correlacionadas (ver matriz de correlación de la Tabla 5.8).

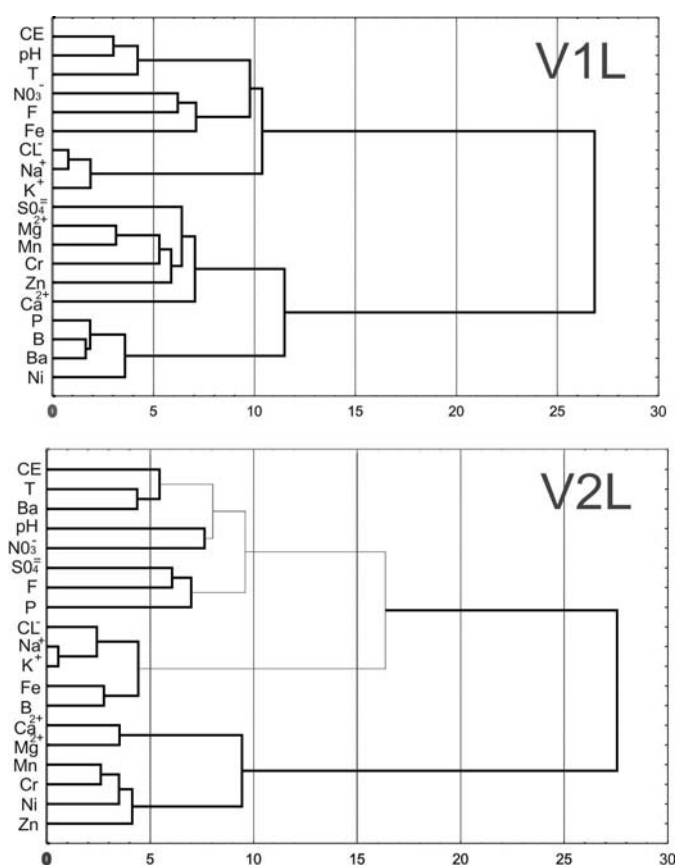


Figura 5.25. Dendrogramas correspondientes a las analíticas de los valores medios efectuadas para los lixiviados de V1L y V2L.

El dendrograma para V1L muestra dos primeras agrupaciones diferenciadas, la primera agrupa la CE, pH, T, Cl, los alcalinos Na⁺ y K⁺, NO₃⁻, F y Fe; la segunda el resto de los metales y los alcalinotérreos Ca²⁺ y Mg²⁺ además de los sulfatos (que solo parecen correlacionados claramente con metales pesados, Mg²⁺ y Mn). Este grupo puede interpretarse como representativo de la mineralización de estos lixiviados.

Para V2L el dendrograma es menos claro, se detectan dos grupos pero menos diferenciados que en el caso de V1L, el primero incluye casi todos los aniones y el segundo, al igual que ocurría para V1L, los alcalinotérreos y la mayor parte de los metales excluyendo el hierro que en este caso muestra fuertes correlaciones con los otros metales y con el Mg²⁺ y Ca²⁺. Todo ello parece responder a su función de receptor principal de la recirculación de lixiviados para ambos vasos.

V1/V2	CE	pH	T	Cl ⁻	SO ₄ ²⁻	NO ₃ ⁻	F	Na ⁺	K ⁺	Fe	P	B	Ca ²⁺	Mg ²⁺	Mn	Cr	Zn	Ni	Ba
CE	1,00	0,08	0,37	0,28	-0,17	0,05	0,34	0,29	0,30	0,23	0,14	0,27	-0,55	-0,41	-0,06	0,14	0,14	0,09	0,62
pH	0,82	1,00	0,13	-0,07	-0,09	-0,08	-0,08	-0,06	-0,07	-0,14	0,06	0,00	-0,06	0,17	0,13	0,27	0,24	0,15	0,24
T	0,75	0,63	1,00	0,40	-0,45	0,21	0,19	0,41	0,40	0,28	0,05	0,16	-0,52	-0,41	-0,18	0,03	-0,26	-0,16	0,65
Cl ⁻	0,64	0,42	0,41	1,00	-0,09	0,06	0,12	0,93	0,93	0,76	0,47	0,77	-0,33	-0,58	-0,70	-0,53	-0,66	-0,50	0,27
SO ₄ ²⁻	-0,14	-0,05	-0,38	-0,17	1,00	-0,13	0,32	-0,17	-0,16	-0,19	0,17	0,04	0,35	0,18	0,08	-0,09	0,23	-0,04	-0,28
NO ₃ ⁻	0,10	0,14	0,16	0,35	-0,06	1,00	0,09	0,07	0,08	0,08	-0,13	0,01	-0,15	-0,15	-0,06	-0,04	-0,11	-0,12	-0,01
F	0,21	0,22	0,09	0,04	0,13	0,23	1,00	0,13	0,14	0,13	0,14	0,18	-0,31	-0,15	-0,11	0,00	0,24	0,11	0,33
Na ⁺	0,65	0,44	0,42	0,99	-0,27	0,35	0,08	1,00	0,99	0,84	0,48	0,84	-0,37	-0,63	-0,68	-0,47	-0,67	-0,43	0,34
K ⁺	0,53	0,36	0,38	0,94	-0,31	0,39	0,02	0,95	1,00	0,88	0,46	0,87	-0,43	-0,69	-0,73	-0,53	-0,69	-0,47	0,32
Fe	0,05	-0,10	0,08	0,33	-0,16	0,18	-0,08	0,32	0,51	1,00	0,26	0,86	-0,55	-0,84	-0,83	-0,64	-0,66	-0,42	0,12
P	0,54	0,30	0,36	0,00	-0,11	-0,31	0,06	0,01	-0,20	-0,35	1,00	0,48	0,28	0,02	-0,23	-0,32	-0,42	-0,47	0,23
B	0,54	0,28	0,33	-0,05	0,01	-0,34	0,19	-0,05	-0,24	-0,25	0,94	1,00	-0,43	-0,67	-0,79	-0,58	-0,62	-0,48	0,18
Ca ²⁺	-0,91	-0,82	-0,74	-0,67	0,17	-0,24	-0,25	-0,68	-0,61	-0,08	-0,25	-0,26	1,00	0,77	0,48	0,17	0,11	0,07	-0,46
Mg ²⁺	-0,17	-0,31	-0,33	-0,53	0,38	-0,43	0,08	-0,55	-0,71	-0,37	0,59	0,65	0,46	1,00	0,73	0,56	0,50	0,39	-0,19
Mn	-0,15	-0,19	-0,35	-0,40	0,57	-0,20	0,23	-0,42	-0,58	-0,40	0,31	0,37	0,29	0,80	1,00	0,87	0,72	0,73	0,14
Cr	0,16	0,22	-0,02	-0,17	0,16	-0,20	0,24	-0,12	-0,29	-0,37	0,38	0,39	-0,01	0,50	0,59	1,00	0,72	0,86	0,35
Zn	0,08	0,08	-0,20	-0,23	0,15	-0,19	0,06	-0,26	-0,43	-0,44	0,54	0,52	0,06	0,58	0,45	0,25	1,00	0,76	0,10
Ni	0,29	0,13	0,09	-0,26	0,16	-0,34	0,28	-0,24	-0,44	-0,42	0,78	0,83	-0,05	0,78	0,65	0,72	0,43	1,00	0,20
Ba	0,42	0,22	0,28	-0,19	0,08	-0,34	0,18	-0,19	-0,41	-0,45	0,92	0,95	-0,14	0,74	0,51	0,46	0,57	0,85	1,00

Tabla 5.8 - Matrices de correlación para las variables del lixiviado durante el periodo medio (V1L y V2L). Se han enmarcado los coeficientes de correlación significativos ($R > 0,50$) para $p > 0,05$.

Análisis multivariante

El análisis multivariante se ha utilizado para reconocer las asociaciones entre variables y muestras y caracterizar el quimismo del lixiviado. La base de datos original consta de 28 y 26 muestras y 19 variables para V1L y V2L respectivamente. Las secuencias fueron corregidas eliminando los valores extremos (adoptando como criterio general los que superan en más de dos veces la desviación estándar,) corrigiendo errores materiales e interpolando en base a relaciones conocidas (por ejemplo, los cloruros en base a la correlación positiva $\text{Cl}^- - \text{Na}^{2+}$) o mediante el uso de funciones de interpolación ajustadas a cada serie (funciones exponenciales o polinomiales, en algunos casos). Como ya se indicó, las muestras se normalizaron (media cero y varianza unitaria). Los primeros resultados del análisis factorial aconsejaron restringir las muestras a aquellas representativas del año medio en periodo medio (ni seco ni húmedo) seleccionando las representativas en base al apartado de diferenciaciones en función de la pluviometría.

Matriz de correlación

En la tabla 5.9 se muestra las matrices de correlación para las muestras del lixiviado de los vertederos del CMA de Los Ruices (V1L y V2L). Con el número de muestras considerado y el nivel de confianza estadístico de $p > 0'05$, el coeficiente de correlación a partir del cual la relación se ha considerado significativa es de 0'50.

Las correlaciones positivas más altas para V1L se dan entre el Na^+ , K^+ , Cl^- , Ba, B, Ni y P. El Cl^- y el Na^+ son los iones que presentan las mayores correlaciones con la mineralización (CE). Para V2L, desaparece el Ba y se incluye el Fe y Cr, Ni y P presentan valores bastante más reducidos (0,85 en V1L y 0,77 en V2L) probablemente por el efecto dilución de la precipitación sobre el vaso activo.

Estas asociaciones son el efecto de la disolución de las sales más solubles en el seno del residuo e indican que la mayor parte de la mineralización del lixiviado está controlada por estos parámetros. La relación del Fe, Cr, Ba, Ni y B con estos parámetros se explica por las reacciones de formación de complejos entre estos metales y el Cl^- , y por consiguiente con la conductividad eléctrica, lo que provoca que la evolución del contenido en metales esté ligada a los parámetros con mayor influencia en la mineralización.

Las correlaciones negativas más altas (V1L) incluyen el pH, T, CE, pero el coeficiente más negativo entre componentes químicos analizados se produce entre Mg^{2+} y Cl^- (baja afinidad química). También se aprecian entre el Calcio y el resto de alcalinos y alcalinotérreos.

Para V2L de nuevo aparecen las correlaciones negativas entre los alcalinotérreos y el Cl⁻ a los que se suman Fe, Mn y Zn (posiblemente porque ocupan las mismas posiciones de intercambio catiónico, entre otras posibles causas).

Correlaciones V1L			Correlaciones			Correlaciones V2L			Correlaciones		
		R			R			R			R
Na ⁺	Cl ⁻	0,99	Cr	Mn	0,59	K ⁺	Na ⁺	0,99	Ca ²⁺	T	-0,52
K ⁺	Na ⁺	0,95	Zn	Mg ²⁺	0,58	Na ⁺	Cl ⁻	0,93	Cr	Cl ⁻	-0,53
Ba	B	0,95	Mn	SO ₄ ²⁻	0,57	K ⁺	Cl ⁻	0,93	Cr	K ⁺	-0,53
B	P	0,94	Ba	Zn	0,57	Fe	K ⁺	0,88	Ca ²⁺	CE	-0,55
K ⁺	Cl ⁻	0,94	B	CE	0,54	Cr	Mn	0,87	Ca ²⁺	Fe	-0,55
Ba	P	0,92	Zn	P	0,54	B	K ⁺	0,87	Cr	B	-0,58
Ba	Ni	0,85	P	CE	0,54	Ni	Cr	0,86	Mg ²⁺	Cl ⁻	-0,58
Ni	B	0,83	K ⁺	CE	0,53	B	Fe	0,86	Zn	B	-0,62
pH	CE	0,82	Zn	B	0,52	Fe	Na ⁺	0,84	Mg ²⁺	Na ⁺	-0,63
Mn	Mg ²⁺	0,80	Ba	Mn	0,51	B	Na ⁺	0,84	Cr	Fe	-0,64
Ni	P	0,78	Fe	K ⁺	0,51	B	Cl ⁻	0,77	Zn	Fe	-0,66
Ni	Mg ²⁺	0,78	Cr	Mg ²⁺	0,50	Mg ²⁺	Ca ²⁺	0,77	Zn	Cl ⁻	-0,66
T	CE	0,75	Mg ²⁺	Cl ⁻	-0,53	Ni	Zn	0,76	Mg ²⁺	B	-0,67
Ba	Mg ²⁺	0,74	Mg ²⁺	Na ⁺	-0,55	Fe	Cl ⁻	0,76	Zn	Na ⁺	-0,67
Ni	Cr	0,72	Ca ²⁺	K ⁺	-0,61	Mn	Mg ²⁺	0,73	Mn	Na ⁺	-0,68
Mg ²⁺	B	0,65	Ca ²⁺	Cl ⁻	-0,67	Ni	Mn	0,73	Mg ²⁺	K ⁺	-0,69
Ni	Mn	0,65	Ca ²⁺	Na ⁺	-0,68	Zn	Mn	0,72	Zn	K ⁺	-0,69
Na ⁺	CE	0,65	Mg ²⁺	K ⁺	-0,71	Zn	Cr	0,72	Mn	Cl ⁻	-0,70
Cl ⁻	CE	0,64	Ca ²⁺	T	-0,74	Ba	T	0,65	Mn	K ⁺	-0,73
T	pH	0,63	Ca ²⁺	pH	-0,82	Ba	CE	0,62	Mn	B	-0,79
Mg ²⁺	P	0,59	Ca ²⁺	CE	-0,91	Cr	Mg ²⁺	0,56	Mn	Fe	-0,83
						Zn	Mg ²⁺	0,50	Mg ²⁺	Fe	-0,84
						Ni	Cl ⁻	-0,50			

Tabla 5.9 - Coeficientes de correlación correspondientes a V1L y V2L (CMA Los Ruices) superiores a 0'50. Los coeficientes positivos y negativos están ordenados de forma creciente dentro de cada grupo.

Existen asociaciones que no tienen significancia estadística (T-pH, pH-CE) aun cuando se observa un marcado paralelismo en las evoluciones temporales (Figura 5.27).

De las correlaciones de los metales entre sí se significan las parejas Ba-Ni (R= 0'85 en V1L), y Ni-Cr (R= 0'72 en V1L y 0,86 en V2L). Para V2L, llaman la atención las asociaciones Cr-Mn (R= 0,87) y Ni-Zn (R= 0,76) así como las numerosas correlaciones elevadas entre Mn, Zn, Ni y Ba probablemente por el aporte y disolución de metales provocada por la continua recirculación de lixiviados.

Análisis de componentes principales

En la tabla 5.10 se presentan las cargas de las variables originales en los nuevos componentes generados por el ACP para V1L y V2L, y el valor de cada componente principal.

Sólo los cuatro (V1L) y cinco (V2L) primeros factores han presentado valores propios superiores a la unidad por lo que son los únicos que concentran más de una variable original. El factor 1 (CP1) da cuenta de casi 7 variables (V1L) y 8 variables (V2L) de la tabla de datos (valor propio de 6,80 y 7,95), mientras que el factor 2 representa 5 (V1L) y 3 (V2L) variables (valor propio de 5,31 y 3,21). En resumen, con 4 y 5 factores es posible explicar la información de 15 variables (V1L y V2L) de la matriz original (14,81 y 15,56).

V1 L	CP1	CP2	CP3	CP4	V2L	CP1	CP2	CP3	CP4	CP5
CE	0,215	0,954	-0,023	-0,021	CE	-0,301	-0,702	-0,164	0,169	0,008
pH	0,223	0,763	-0,148	0,357	pH	0,124	-0,306	-0,216	-0,358	0,350
T	0,312	0,724	0,255	0,329	T	-0,423	-0,602	0,139	-0,305	-0,311
Cl ⁻	0,687	0,531	-0,168	-0,402	Cl ⁻	-0,885	-0,026	-0,206	-0,115	-0,027
SO ₄ ²⁻	-0,354	-0,172	-0,628	-0,190	SO ₄ ²⁻	0,175	0,369	-0,517	0,594	-0,045
NO ₃ ³⁻	0,484	0,031	-0,445	0,196	NO ₃ ³⁻	-0,117	-0,107	0,367	0,051	-0,722
F	-0,101	0,280	-0,601	0,263	F	-0,147	-0,373	-0,347	0,665	-0,275
Na ⁺	0,693	0,550	-0,148	-0,351	Na ⁺	-0,909	-0,094	-0,197	-0,138	0,011
K ⁺	0,852	0,373	-0,092	-0,320	K ⁺	-0,943	-0,080	-0,152	-0,087	0,037
Fe	0,559	-0,111	0,083	-0,426	Fe	-0,918	-0,007	0,113	0,110	0,186
P	-0,567	0,712	0,305	-0,125	P	-0,422	0,200	-0,754	-0,252	-0,193
B	-0,611	0,701	0,212	-0,149	B	-0,883	0,040	-0,216	0,111	0,188
Ca ²⁺	-0,434	-0,821	0,112	-0,159	Ca ²⁺	0,535	0,598	-0,409	-0,277	-0,173
Mg ²⁺	-0,945	0,029	-0,021	-0,271	Mg ²⁺	0,810	0,194	-0,345	-0,261	-0,131
Mn	-0,789	-0,004	-0,462	-0,172	Mn	0,879	-0,271	-0,180	-0,162	-0,121
Cr	-0,552	0,319	-0,339	0,041	Cr	0,714	-0,573	-0,134	-0,167	0,019
Zn	-0,616	0,221	0,016	-0,069	Zn	0,775	-0,409	-0,118	0,329	0,129
Ni	-0,787	0,495	-0,063	-0,063	Ni	0,648	-0,508	-0,025	0,115	0,242
Ba	-0,735	0,613	0,162	-0,034	Ba	-0,225	-0,831	-0,303	-0,185	-0,098
Val. Propio	6,80	5,31	1,62	1,13	Val. Propio	7,95	3,21	1,79	1,53	1,08
% Var.	35,77	27,93	8,51	5,93	% Var.	41,82	16,87	9,42	8,05	5,66

Tabla 5.10- Cargas de las variables para cada componente (CP) con varianza mayor de uno para los vertederos del CMA Los Ruices (V1L y V2L). Se ha incluido el valor propio de cada componente (Val. propio) y el tanto por ciento de información (% Var.) de cada componente. Se han marcado en negrita las cargas con mayor peso sobre cada componente (> 0'600).

El porcentaje de la varianza explicada con estos factores es bastante alta (78 y 82 %, para V1L y V2L respectivamente), lo que indica que no se ha producido pérdida importante de información mediante el tratamiento. Para el propósito de esta investigación se han considerado sólo los dos primeros CP, que explican el 63 (V1L) y 59 (V2L) % de la varianza total.

La tabla 5.10 y la representación de las cargas de cada variable en los factores 1 (36 y 42 % de varianza) y 2 (28 y 17 % de varianza para V1L y V2L respectivamente) permiten observar las agrupaciones realizadas por el análisis clúster (Figura 5.26).

En el caso del vertedero del CMA Los Ruices V1L, los parámetros CE, Na⁺, K⁺, Cl⁻, Ca²⁺, pH y T se disponen en la parte positiva del factor 1, en contraposición a Mg²⁺ y SO₄⁼ que quedan representados en la parte negativa del eje. La parte positiva del factor indica la mineralización del lixiviado. En la parte positiva del factor 1 también se agrupan NO₂⁻ y Fe, lo que podría indicar una cierta relación con el factor mineralización.

En la parte negativa del factor 2 se observa una agrupación formada por Mn, Mg²⁺, Cr, Zn, Ni, Ba y P. Esta relación entre variables explica los procesos de atenuación de metales por adsorción, absorción y/ o intercambio catiónico en las superficies minerales y precipitación de sulfuros metálicos.

Como las variables hidroquímicas que explican la mineralización del lixiviado están retenidas en el primer componente del ACP y la atenuación de los metales pesados está vinculada al segundo factor, la representación de las muestras estadísticas en el plano 1-2 (Figura 5.26) las discriminará según su grado de mineralización y su contenido en metales pesados.

En la figura 5.26 b y d, no se observan agrupaciones claras de las muestras, lo que da idea de la variabilidad hidroquímica en la composición del lixiviado. Sin embargo, un estudio más detallado de la figura permite reconocer un patrón de evolución temporal del lixiviado.

Se han diferenciado 3 etapas a grandes rasgos señaladas con los números 1 (desde mayo de 2009 hasta diciembre de 2009), 2 (de enero a junio de 2010) y 3 (desde julio hasta noviembre de 2010). Las muestras de la etapa 1 se corresponden con el inicio del estiaje (mayor concentración en cloruros y nitratos) hasta la primera recarga del sistema (más cercana al periodo 2, con predominio de sulfatos y calcio) para evolucionar hacia la tercera etapa –segundo estiaje hasta la segunda recarga- claramente más cargada en metales, con mayor mineralización (CE, Mg²⁺, Zn, Cr, Ni entre otros).

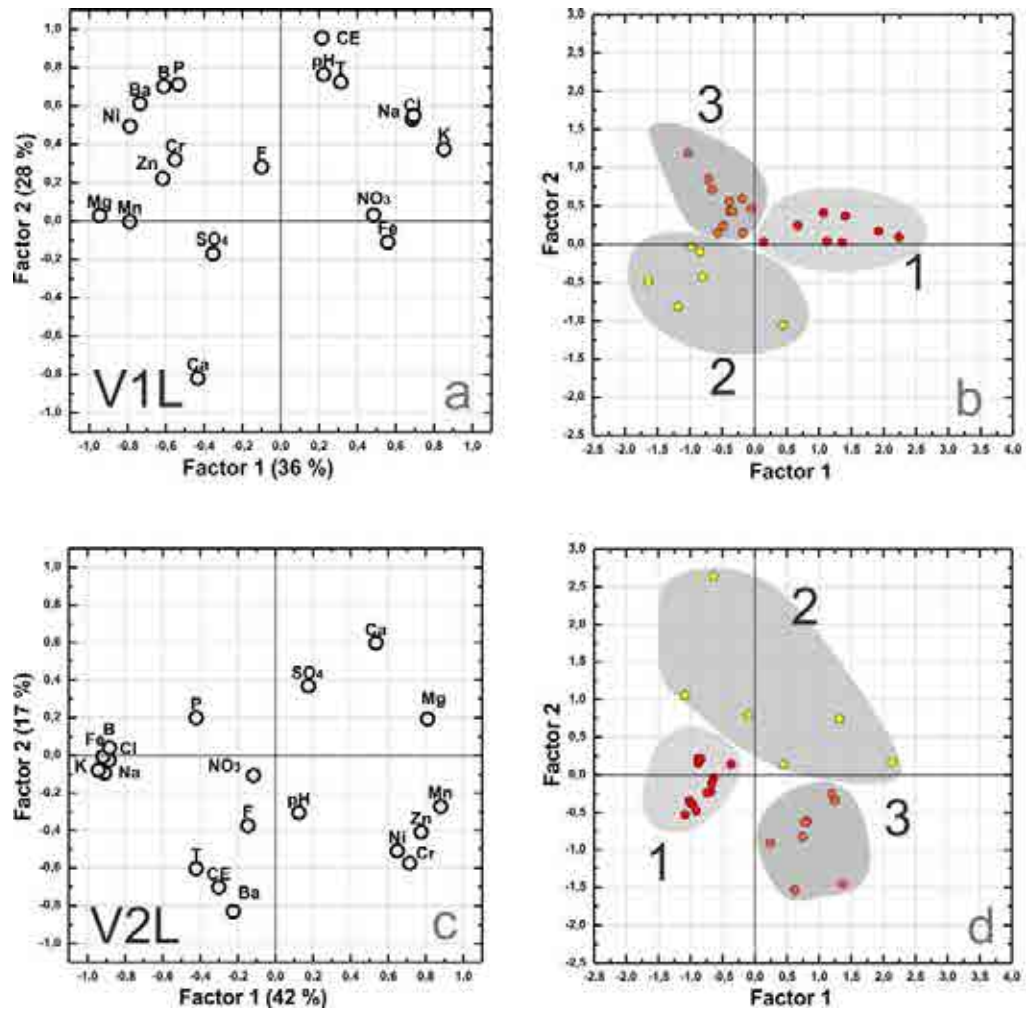


Figura 5.26- Representación de variables (a y c) y valores (b y d) para los factores 1 y 2 para los vertederos V1L y V2L del CMA de Los Ruices.

Las muestras situadas en la parte negativa del eje 2 coinciden con el periodo comprendido entre enero y noviembre de 2010, durante el cual se observa un aumento en las concentraciones de SO_4^{2-} , Ca^{2+} , Mg^{2+} , Mn y varios metales.

Los aumentos en las concentraciones de los metales han podido ser favorecidos por varios factores entre los que podrían encontrarse la disminución de la precipitación de sulfuros metálicos (aumento de SO_4^{2-}), de las posiciones de adsorción sobre la superficie mineral por los alcalinotérreos (aumento de Ca^{2+}) y/ o la disminución de arcillas en el medio y su capacidad de sorción

Para V2L se diferencian las mismas etapas a grandes rasgos aunque la segunda tiene algo de menor duración (desde enero hasta abril de 2010, también con predominio de sulfatos) y la tercera (desde mayo hasta noviembre de 2010, con fuerte mineralización acompañada de una intensa recirculación sobre V2L).

9.4. Evoluciones temporales

En la figura 5.27 se presentan las variaciones en la composición química de los parámetros analizados, la precipitación diaria y la recirculación mensual para el periodo desde Mayo de 2009 hasta Junio de 2010. En total se han representado 12 de los 19 parámetros de la tabla 4.5, que corresponden a los parámetros físico-químicos medidos en el campo (CE, T y pH) y a los parámetros analizados en laboratorio (Ca^{2+} , Mg^{2+} , Na^+ , K^+ , Cl^- , SO_4^{2-} , NO_3^- , Fe, Al, Zn, Cr, Co, Mn, Cd). A esto se añaden los caudales de lixiviado medidos, la precipitación y el caudal de recirculación.

Evolución general

Existe una clara variación temporal de gran parte de los parámetros, relacionada con la distribución de lluvia en el área de estudio. La concentración de la mayoría de parámetros hidroquímicos es mayor en periodos secos debido a la reducción de la infiltración y la reconcentración del lixiviado en el seno del vertedero, mientras que los descensos de los parámetros considerados están asociados a eventos pluviométricos. Con posterioridad a los descensos, las concentraciones se incrementan hasta el siguiente evento pluviométrico, sucesión que se repite anualmente durante todo el periodo de estudio. En la mayoría de los gráficos se utilizan medias móviles (considerando un intervalo de 6 datos, es decir, mes y medio de muestreo, para el suavizado de las series) que permiten visualizar con mayor claridad que los datos iniciales –con ascensos y descensos frecuentemente acusados– el comportamiento de la serie.

En el caso de los dos vertederos muestreados en el CMA de Los Ruices, cabe destacar el paralelismo de las series para ambos vertederos que se hace especialmente evidente para la T, pH y CE lo que parece apuntar a la existencia de conexión hidráulica entre ambos vasos (V1L se encuentra parcialmente soterrado bajo V2L estando separados mediante capa de arcilla sin PEAD, que se convierte en cubierta de arcilla con PEAD para las 4,5 Ha en las que V1L no se encuentra bajo V2L). Como ya se ha comentado, la entrada de agua de escorrentía debido a fallos en la infraestructura de drenaje parece ser el factor principal responsable del citado efecto de paralelismo.

La conductividad eléctrica presenta valores de más de 31 y de 35 m S/ cm durante los primeros meses del periodo de investigación (V1L y V2L respectivamente), desde Mayo de 2009 hasta Diciembre de 2010 (Figura 5.27) correspondientes a una etapa con escasa precipitaciones (y con recirculación sobre V2L mantenida con caudales muy constantes).

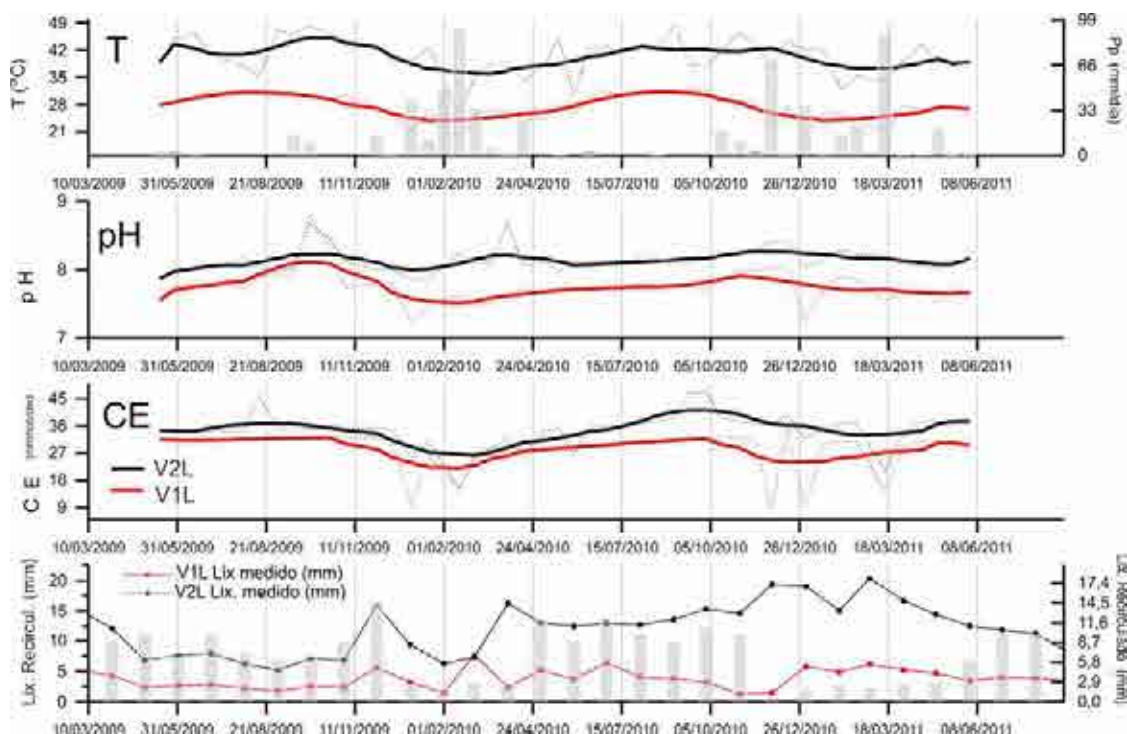


Figura 5.27. Evolución temporal de 3 parámetros físico-químicos analizados en el lixiviado de los vertederos del CMA de Los Ruices (Málaga) durante el periodo de investigación. Se añade la Precipitación (suma semanal en mm), y en el gráfico de más abajo la recirculación mensual (en mm) y el lixiviado medido (en mm).

Como consecuencia de las lluvias de Diciembre de 2009 y Enero de 2010, se produce una importante dilución, disminuyendo la conductividad hasta 10 y 15 mS/cm (para V1L y V2L respectivamente), momento a partir cual se inicia una tendencia ascendente hasta valores de 34 (V1L) y de hasta 47 mS/cm (en V2L) al final del periodo de estiaje de 2010. Esta tendencia se ve interrumpida por la dilución asociada a las lluvias de primavera del año 2010, las de Diciembre 2009-Enero 2010 y, en menor medida, las de marzo de 2010. Llama la atención la rápida caída y recuperación de la variable para el vertedero V1L, lo que también parece apuntar a la existencia de conexión hidráulica entre ambos vertederos (además del paralelismo entre algunas series para ambos vasos). La recirculación parece influir escasamente en este comportamiento toda vez que se recircula más en época seca que en periodo de lluvias, lo que tiende a suavizar las diferencias entre ambas etapas, aunque también aporta una mayor mineralización lo que se suma al efecto de concentración del verano.

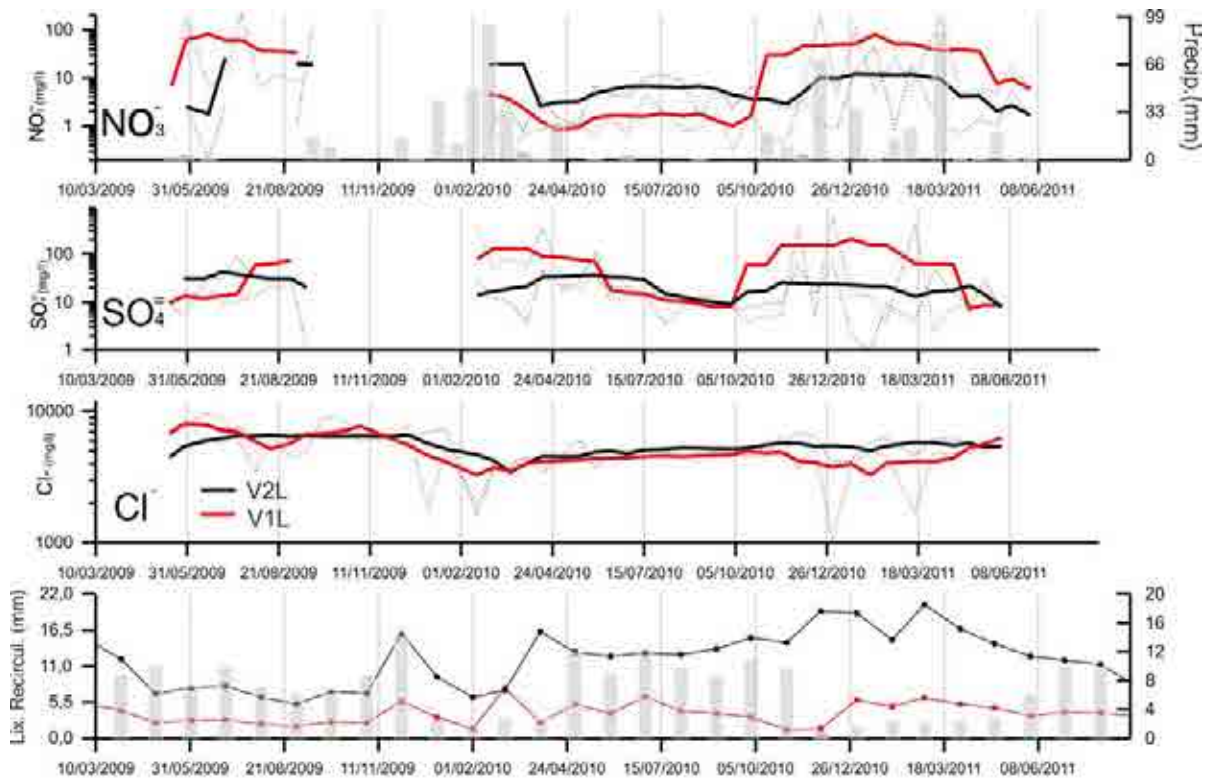


Figura 5.28. Evolución temporal de varios iones analizados en el lixiviado de los vertederos del CMA de Los Ruices (Málaga) durante el periodo de investigación. Se añade la Precipitación (suma semanal en mm), y en el gráfico de más abajo la recirculación mensual (en mm) y el lixiviado medido (en mm).

La evolución descrita de la CE no es común a todos los parámetros (figura 5.27), aspecto que también se observa en las matrices de correlación (Tabla 5.8) ya que la CE sólo presenta coeficientes de correlación significativos para 8 (V1L) y 2 (V2L) de las 19 posibles asociaciones. Estas diferencias de comportamiento son un ejemplo de la ausencia de tendencias o patrones de evolución generalizados a todos los parámetros.

El V1L, el sulfato no presenta la misma tendencia a lo largo del año, mostrando una concentración mayor en los meses de mayor pluviometría. Este ascenso puede deberse al lavado que la lluvia origina, poniendo el sulfato en disolución. A medida que avanza el año, este va desapareciendo, debido al carácter reductor del lixiviado. Como ya se mencionó, V1L es un vertedero de más edad que V2L, probablemente en fase 4 o fase anaerobia metanogénica, donde la degradación de compuestos orgánicos y la desaparición de ácidos orgánicos constituyen el proceso predominante. En estas condiciones anóxicas el sulfato que introduce las lluvias desaparece rápidamente originando especies reducidas de sulfato (HS⁻). Por su parte, el nitrato experimenta una tendencia fluctuante con ascensos y descensos. Su máxima concentración se produce al comienzo de cada estiaje pudiendo deberse también esas variaciones al efecto de lavado de las lluvias.

En V2L, el SO_4^{2-} y NO_3^- , siguen una tendencia similar a la comentada para V1L aunque menos acusada, ambos fluctúan durante el año alcanzando las mayores concentraciones finalizados los eventos pluviométricos, lo que indica que proceden del lavado de la lluvia. En V1L se detectan concentraciones más elevadas que en V2L probablemente por la entrada de grandes cantidades de agua de precipitación/escorrentía a través de los fallos detectados en la infraestructura de canalización de pluviales y en la impermeabilización y su efecto de lavado de residuos procedentes de la construcción y demolición (residuos con porcentajes elevados de yesos y escayolas que ponen en juego una cantidad importante de especies sulfatadas).

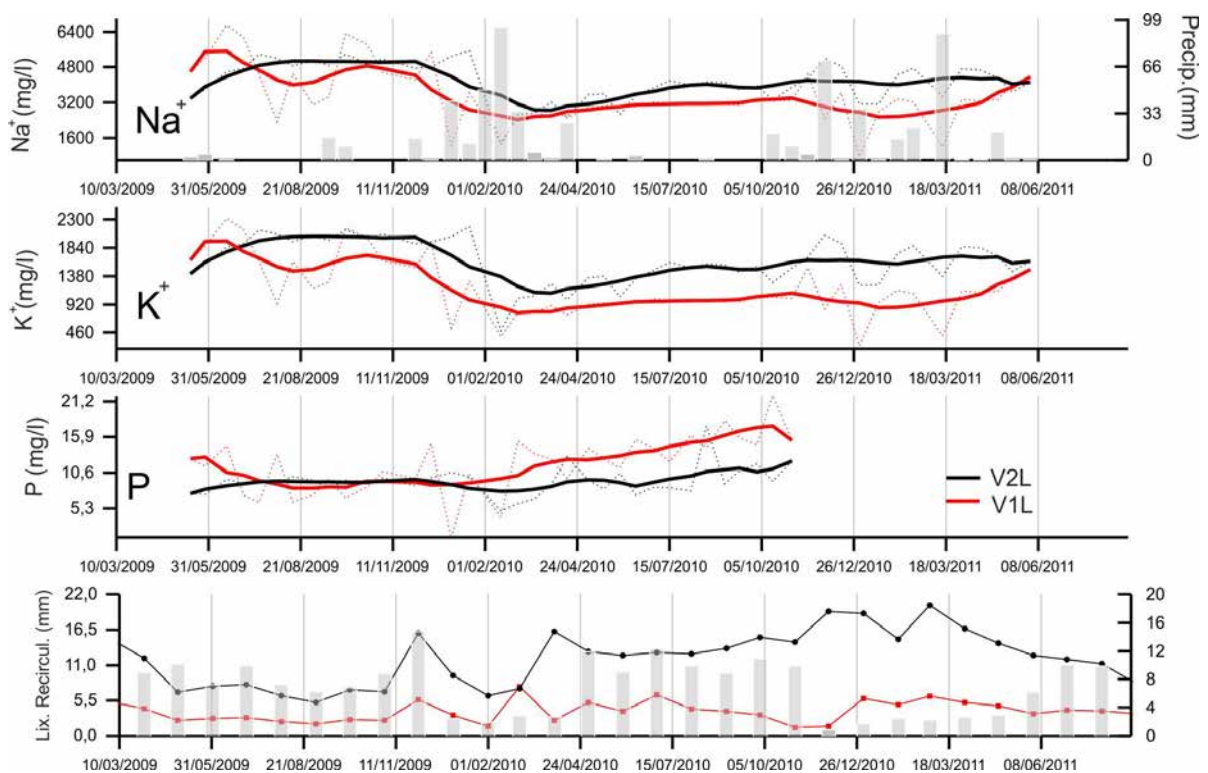


Figura 5.29. Evolución temporal de varios iones (Na^+ , K^+ y P) analizados en el lixiviado de los vertederos del CMA de Los Ruices (Málaga) durante el periodo de investigación. Se añade la Precipitación (suma semanal en mm), y en el gráfico de más abajo la recirculación mensual (en mm) y el lixiviado medido (en mm).

Los iones alcalinos (Na^+ y K^+) siguen una tendencia creciente a lo largo del año, al igual que el Cl^- que actúa como ion conservativo. Este ascenso está estrechamente relacionado con la pluviometría. Una vez finalizado la posible disolución que generen las lluvias, en estiaje comienza a concentrarse dichos iones y, por tanto, se da un crecimiento de la mineralización. En el momento que vuelvan a comenzar los eventos pluviométricos, a finales del año natural, vuelve a predominar la disolución y la tendencia se vuelve decreciente.

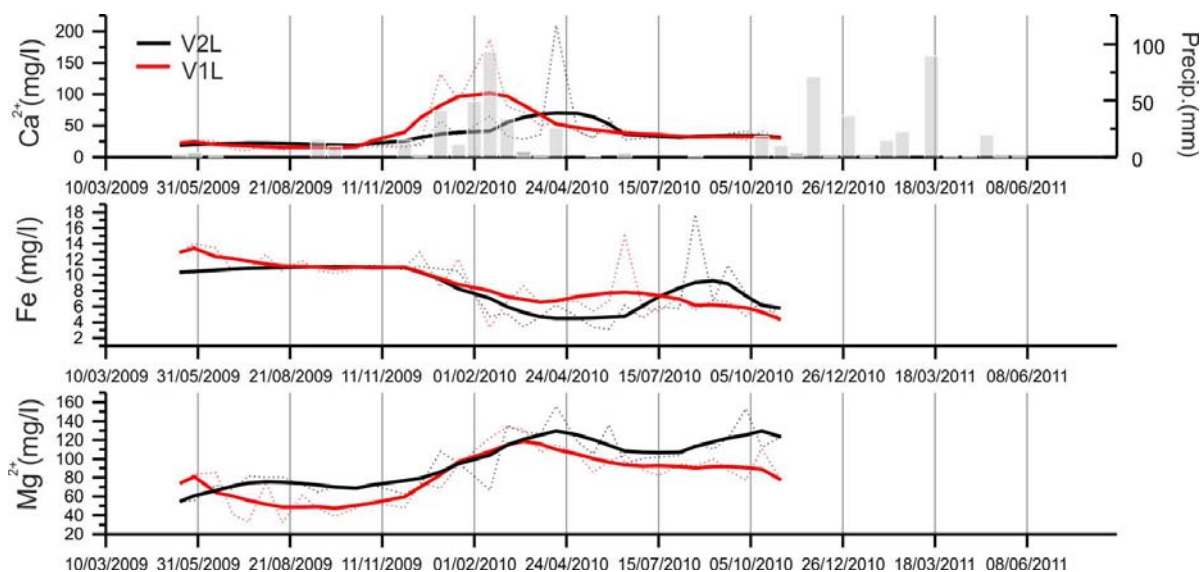


Figura 5.30. Evolución temporal de varios iones (Ca^{2+} , Fe y Mg^{2+}) analizados en el lixiviado de los vertederos del CMA de Los Ruices (Málaga) durante el periodo de investigación. Se añade la Precipitación (suma semanal en mm).

En cambio el catión Ca^{2+} sufre una tendencia creciente durante la época de precipitaciones y decreciente en periodos secos. En condiciones reductoras debe ser adherido por arcillas o precipitar, reduciéndose su concentración en disolución, mientras que las entradas de agua de precipitación provocan aumento de la disolución y, por tanto, de la concentración medida. La distinta respuesta de V1L (inmediata) y V2L (con retraso) pone de relieve la entidad de las entradas en el primer vaso de vertido por los motivos señalados (fallos de la infraestructura de drenaje/impermeabilización).

Fe y Mg^{2+} muestran evoluciones contrarias, ambos se estabilizan en época seca pero el hierro decrece durante la época húmeda mientras el magnesio aumenta. Las evoluciones paralelas de Fe pueden ser debidas a cambios en la composición del residuo y/ o a precipitación de alguna fase mineral, de la que forme parte integrante. Teniendo en cuenta que no ha habido cambios, ni en la gestión del vertedero, ni en el residuo, la disminución de concentración debe producirse por la precipitación de alguna fase mineral. Sin tener más datos podría apuntarse la existencia de procesos de sorción para explicar las variaciones en el contenido de magnesio, o la formación de sales que incluyan dicho elemento como por ejemplo la brucita y que acaban retirándolo de la solución acuosa. Owen y Manning (1997) señalan la formación de sepiolita y arcillas (clorita y montmorillonita fundamentalmente) como responsables de las caídas de concentración del magnesio, además de los mecanismos de intercambio $\text{Ca}^{2+}/\text{Mg}^{2+} - \text{Na}^+/\text{K}^+$.

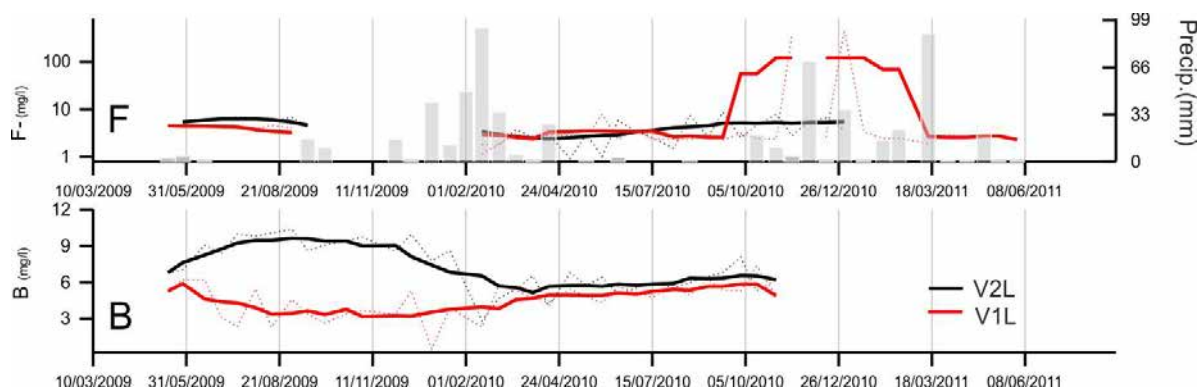


Figura 5.31. Evolución temporal del fluoruro y boro analizados en el lixiviado de los vertederos del CMA de Los Ruices (Málaga) durante el periodo de investigación. Se añade la Precipitación (suma semanal en mm).

Los fluoruros (figura 5.31) aumentan claramente su concentración con la llegada de las precipitaciones volviendo a los niveles medios tras los episodios lluviosos, llama la atención que esto se observe para V1L y no para V2L (posible entrada de aguas por fallos en cunetas o efecto de la recirculación que no se transmite tan claramente al vaso inferior V1L).

La serie correspondiente al boro aparece truncada por lo que las conclusiones son poco concluyentes, parece aumentar su concentración en época seca para decrecer durante la húmeda en V2L (una posibilidad sería la aparición de procesos de retención en arcillas y formación de hidróxidos que inmovilizan el boro) no así en V1L (el sellado arcilloso en superficie y la materia orgánica podrían retenerlo en época húmeda). La evolución en época seca es paralela en ambos vasos.

Evoluciones y asociaciones entre parámetros

Pueden diferenciarse dos grupos de parámetros dependiendo de su respuesta a los eventos lluviosos y a los patrones de evolución de las series.

El primer grupo está formado por los parámetros con coeficientes de correlación más altos entre sí, y que muestran evoluciones similares a las observadas en la conductividad eléctrica y la temperatura (Na^+ , K^+ , Cl^- y Cr). En las series temporales de estos parámetros se aprecian las tendencias antes comentadas, aumento de la concentración cuando se reducen las precipitaciones y bajadas en cuanto vuelven a aumentar los aportes de lluvia.

La relativa similitud de las series entre Cl^- y Cr (figura 5.32), permitiría pensar que las variaciones de concentración del Cr son debidas exclusivamente a cambios en el régimen de recarga, es decir, mostrarían un comportamiento cercano al conservativo. Sin embargo, su evolución (aumento de concentraciones en época seca) parece corresponderse con la formación de complejos con el Cl^- como ligando (Christensen y Lun, 1989; Bolton y Evans, 1991; Christensen, 1992).

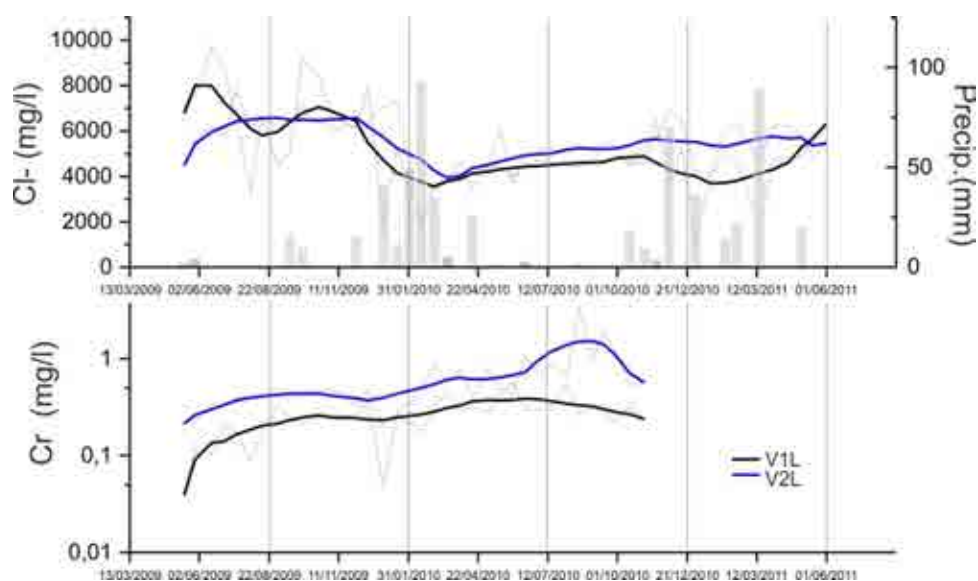


Figura 5.32. Evolución temporal del cromo y flúor analizados en el lixiviado de los vertederos del CMA de Los Ruices (Málaga) durante el periodo de investigación. Se añade la Precipitación (suma semanal en mm).

En el segundo grupo se engloba el resto de parámetros, sin carácter cíclico o con este mucho menos acusado que en el primer grupo en el que se reconocen otras relaciones, entre las que destacan la relación entre el ascenso - descenso de Fe y Mg^{2+} .

En V1L y V2L se observa que, en el caso del magnesio la tendencia general es creciente hasta el primer trimestre de 2010, mientras que para el hierro es aproximadamente decreciente pero en ambos se distinguen picos que coinciden con las etapas sin precipitación.

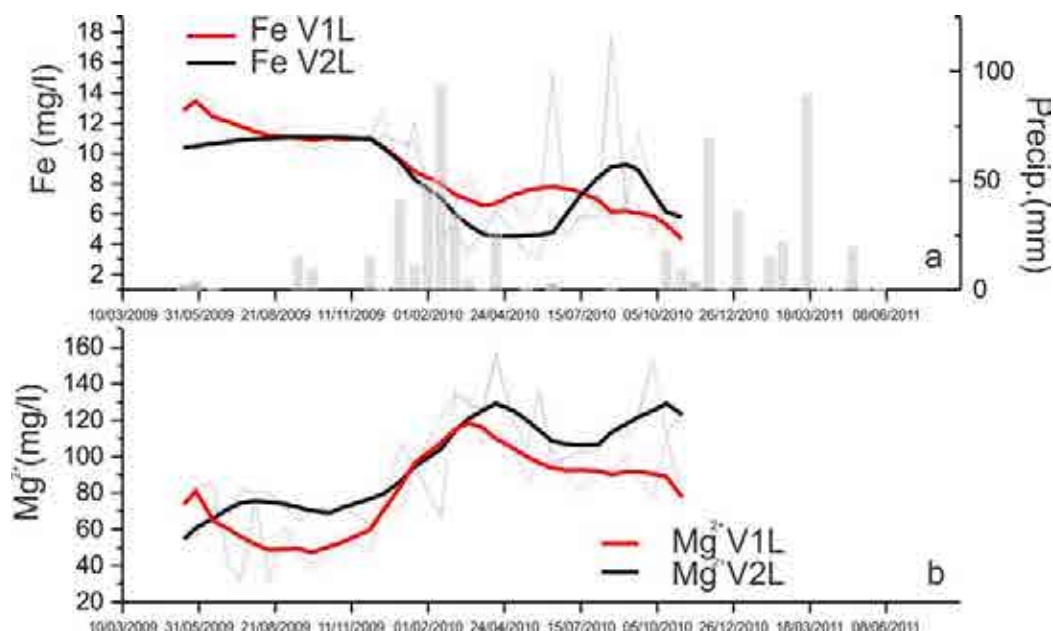


Figura 5.33. Evolución temporal del hierro y magnesio analizados en el lixiviado de los vertederos del CMA de Los Ruices (Málaga) durante el periodo de investigación. Se añade la Precipitación (suma semanal en mm).

En V1L, existe un máximo de concentración de hierro que coincide con un ascenso del magnesio, tras la etapa de lluvias. Esos ascensos pueden deberse a lavados y, por tanto, a la puesta en disolución de ambos iones. Los descensos pueden corresponderse a las etapas de formación de sulfuros metálicos (etapas secas).

La evolución decreciente del Mg^{2+} en V1L a partir del primer trimestre de 2010 puede ser debida a cambios en la composición del residuo y/o a precipitación de alguna fase mineral, de la que el catión forme parte integrante.

Una segunda explicación estaría relacionada con la formación de minerales de la arcilla (Owen y Manning, 1997). En el caso que fuera este proceso el responsable del descenso en las concentraciones, se explicaría que uno de los componentes de la arcilla (Mg^{2+}) se estuviera retirando de la solución lentamente, lo que está de acuerdo con que las reacciones de formación de arcillas no tengan una cinética rápida a temperatura ambiente (Langmuir, 1997). Este papel de los minerales de la arcilla en la hidroquímica de los lixiviados sugiere que las reacciones de ciertos minerales (esmectita e illita) tienen una influencia importante en las reacciones de atenuación de ciertos contaminantes en los lixiviados (Owen y Manning, 1997).

Además cabe recordar que los aniones hidróxidos (OH^-) forman parte de la estructura de las arcillas, lo que podría explicar el aumento de concentración del Cr en el lixiviado. Este metal, a pH por encima de 7, no precipita como sulfuros sino como hidróxidos (Revans et al., 1999), por lo que si los iones OH^- se estuvieran utilizando en la formación de arcillas, quedaría más Cr libre en el medio y aumentaría su concentración en el lixiviado.

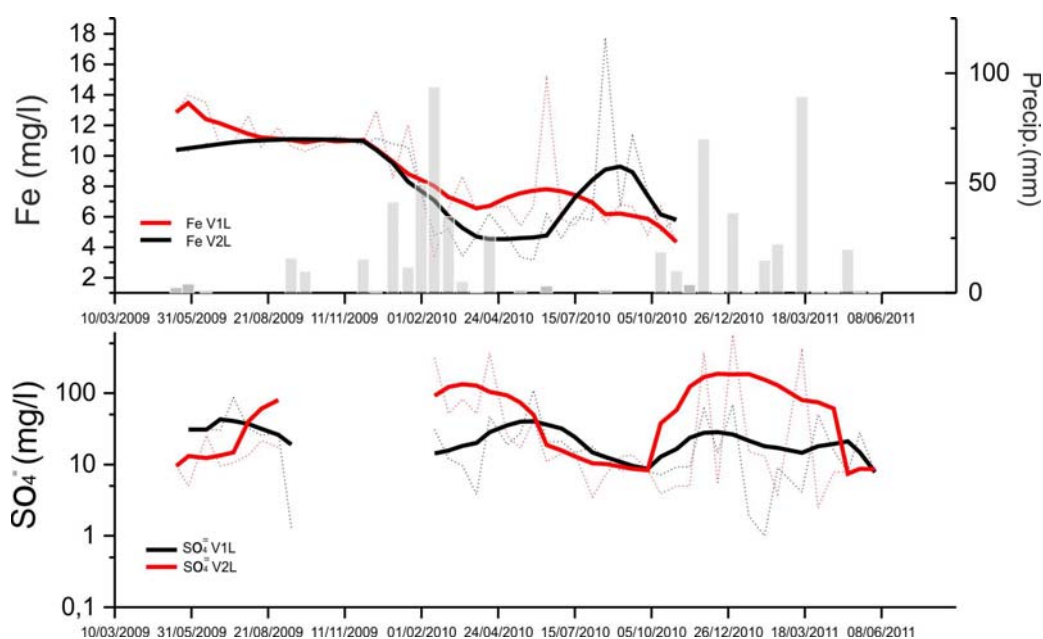


Figura 5.34. Evolución temporal del hierro y de los sulfatos en el lixiviado de los vertederos V1L y V2L durante el periodo de muestreo. Se añade la Precipitación (suma semanal en mm).

El ascenso-descenso en la concentración de SO_4^{2-} puede deberse a cambios en la reacción de oxidación o reducción de la pareja sulfato/sulfuro, que dependerá de las condiciones anaeróbicas del vertedero. Si se generan sulfuros, éstos reaccionarán con los metales para formar precipitados de sulfuros metálicos. Se observa que en V1L, los picos más altos de sulfatos ocurren tras las precipitaciones de abril de 2010 mientras que en V2L también se detectan en el verano de 2009. Esa evolución del SO_4^{2-} coincide con cambios en la concentración de Fe. El aumento de SO_4^{2-} se ve precedido de una concentración de eventos lluviosos al inicio de 2010, que posiblemente provocó una importante recarga de agua hacia el interior del vertedero. El agua de recarga suministraría una importante cantidad de oxígeno, con lo que parte del azufre reducido (sulfuro) debió sufrir un proceso de oxidación a sulfato. Como consecuencia de ello, la concentración de sulfuro y la tasa de precipitación de los sulfuros de Fe disminuyeron, lo que aumentó las concentraciones de esos metales. Este proceso queda relativamente atenuado en V1L al encontrarse soterrado parcialmente bajo V2L y en parte impermeabilizado en superficie con PEAD (además de coincidir en el tiempo con la reparación de las deficiencias comentadas relativas a impermeabilización y evacuación de pluviales).

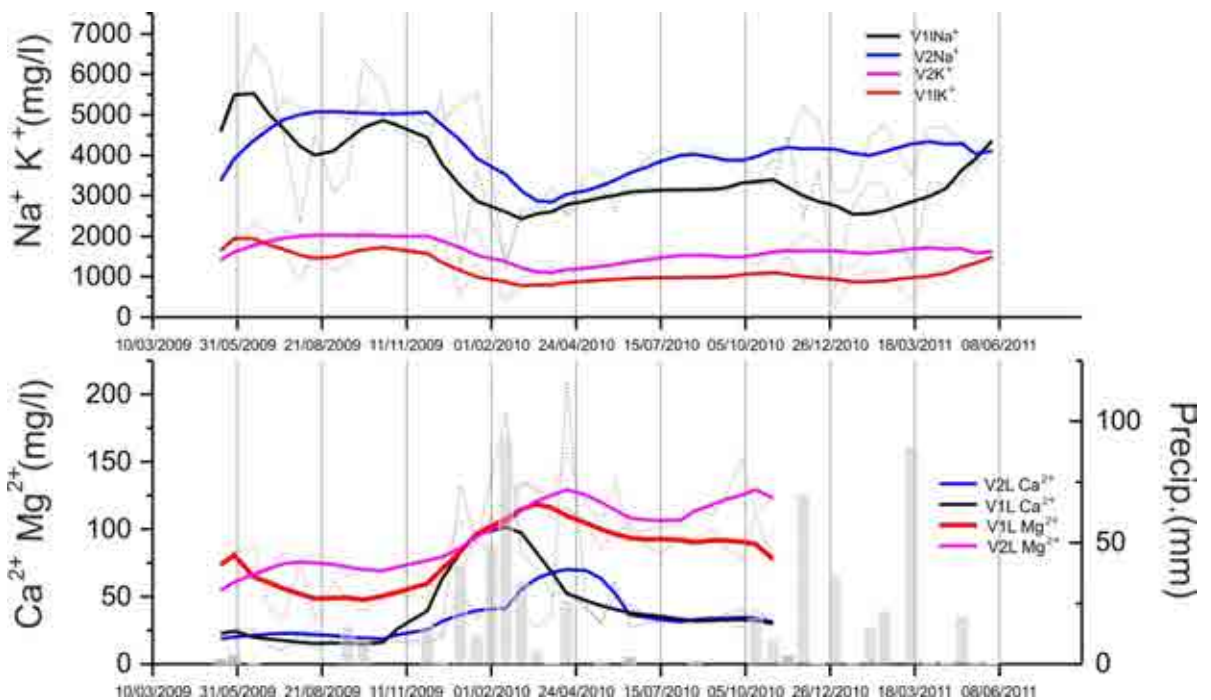


Figura 5.35. Evolución temporal de los cationes alcalinos y alcalinotérreos en el lixiviado de los vertederos V1L y V2L durante el periodo de muestreo. Se añade la Precipitación (suma semanal en mm).

El aumento en la concentración de Ca^{2+} debe haberse producido por lavado de los residuos almacenados en los primeros metros del vertedero, entre los cuales se encuentra el yeso procedente de los residuos de la construcción. Los picos de Ca^{2+} en ambos vertederos

proceden de eventos lluviosos y aparecen posteriores a ellos, aunque esos picos son mayores en V1L que en V2L.

Aunque es muy difícil determinar que vaso ha recibido una mayor cantidad de escombros sí que en ambos vasos exista casi el mismo lavado de Ca^{2+} , cuando en V1L el estadio de degradación de los residuos es mucho mayor, lo que debería suponer ya una limitación y por tanto contener menor mineralización. Ese contenido similar en cuanto a Ca^{2+} se justifica por la entrada de aportes externos importantes durante los eventos lluviosos a través de los fallos en la infraestructura ya comentados.

Las concentraciones de Mg^{2+} muestran incrementos durante las lluvias por causas similares a las expuestas para el calcio, aunque con cierto retraso o desfase en el caso de V2L, probablemente por interacción con otros procesos como los diferentes procesos de sorción, además de retenciones en arcillas y otros).

El aumento de concentración de los metales debe estar relacionado con las reacciones de adsorción específica en las superficies de los sólidos presentes en el medio (arcillas u óxidos e hidróxidos). La adsorción de iones está controlada por el pH del medio, ya que la concentración de protones (H^+) modifica la carga de las superficies minerales. A pH altos, como el característico del lixiviado del vertedero, los cationes alcalinotérreos (Ca^{2+} y Mg^{2+}) saturan las posiciones de adsorción de las superficies minerales, impidiendo que los metales pesados queden fijados sobre las arcillas o sobre los óxidos e hidróxidos del medio. El resultado final sería un aumento en las concentraciones de los metales en el medio acuoso. A este proceso contribuye el hecho de que las concentraciones de Ca^{2+} y Mg^{2+} sean varios órdenes de magnitud superiores a las de Mn y Zn.

Como el aumento de pH se relaciona con la eliminación de los iones alcalinotérreos de la disolución (adsorción por arcillas), cabe decir que los aumentos de pH pueden generar reducciones en la concentración de Ca^{2+} y Mg^{2+} y aumentos en las concentraciones de los metales.

Los metales se encuentran en muy baja concentración en ambos vasos, algo normal ya que los residuos depositados en los dos vertederos no son residuos procedentes de procesos industriales. No obstante, debe destacarse el hecho de que a pesar de encontrarse en bajas concentraciones, en V2L son mayores, como consecuencia del depósito de algunos residuos con componentes eléctricos y metálicos -antes de la actual legislación sectorial- en el vertedero más reciente.

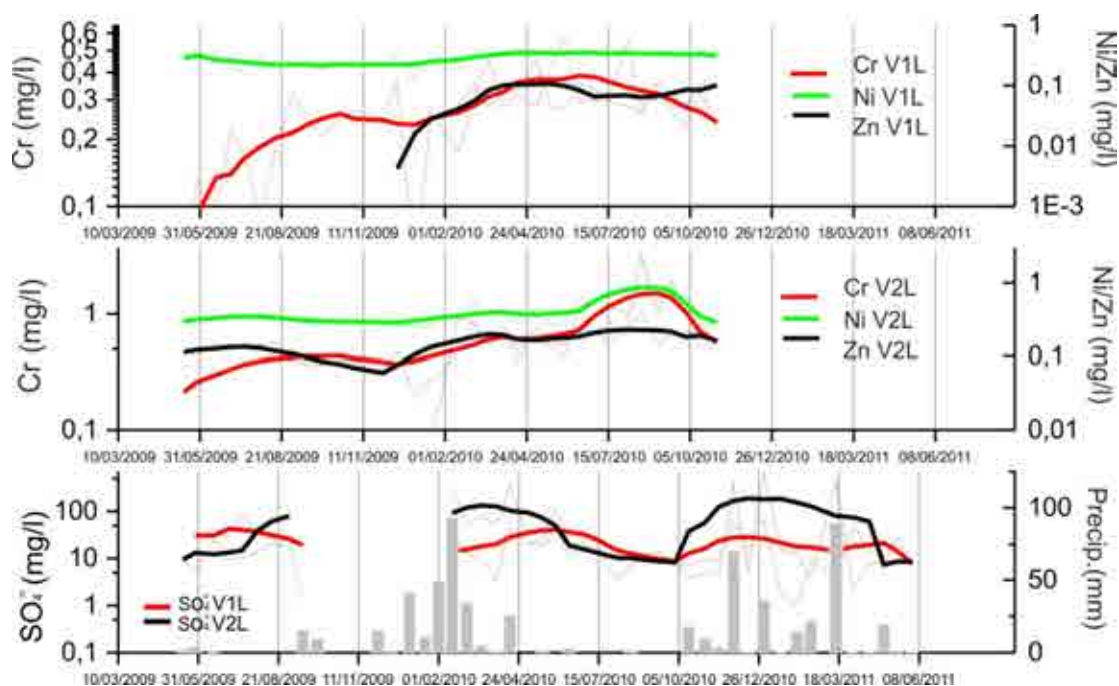


Figura 5.36. Evolución temporal de los sulfatos y metales pesados (Cr, Ni, Zn) en el lixiviado de los vertederos V1L y V2L durante el periodo de muestreo. Se añade la Precipitación (suma semanal en mm).

Se observa como el Cr aumenta en la etapa seca en V2L, bastante menos en V1L, el Zn permanece constante y el Ni evoluciona de forma paralela al cromo. El hecho de que coincida con la etapa seca (con descenso de sulfatos y aumento de sulfuros que pueden inmovilizarlo) puede deberse a la existencia de aporte debidos a la recirculación sobre V2L. El níquel muestra un comportamiento mucho más estable aunque se aprecia un ascenso de las concentraciones similar al del cromo en V2L posiblemente debido a la misma causa. En condiciones reductoras suele ser difícilmente movilizable (en forma de NiS) si se mantienen tales condiciones. El zinc parece aumentar sus concentraciones en época seca cuando el lixiviado se reconcentra en ausencia de infiltración y experimenta un descenso cuando aparece la precipitación y diluye el lixiviado.

La figura 5.37 muestra la especiación del cromo inorgánico en aguas subterráneas, el círculo representa el área en la que se encontrarían aproximadamente los lixiviados medidos en el estudio (asignando un Eh de -300 mvol medido en el vertedero de La Mina (Marbella)). La especie dominante sería el hidróxido de cromo que normalmente se presenta en estado sólido (Deutsch, 1997) y que suele formarse con cromo trivalente poco móvil, la condiciones reductoras del lixiviado, la presencia de compuestos de manganeso y de materia orgánica pueden oxidar el cromo trivalente a cromo hexavalente mucho más movilizable.

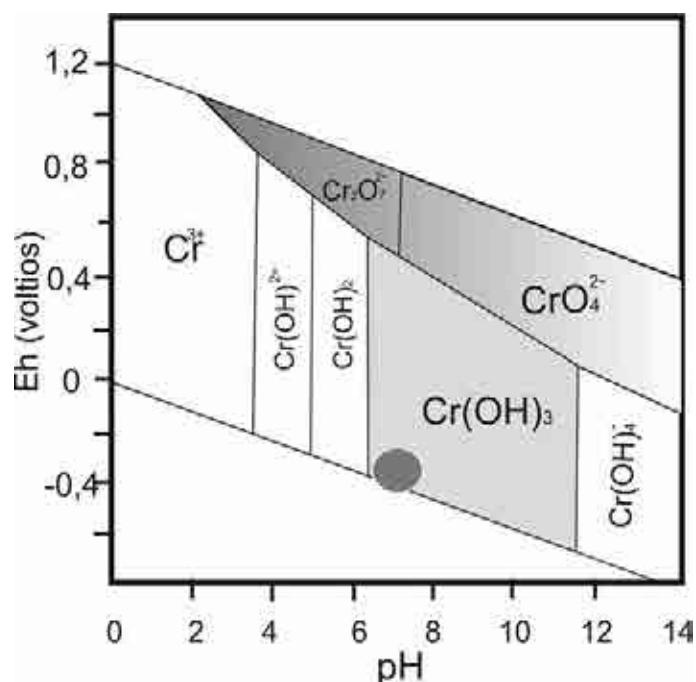


Figura 5.37- Especies de cromo inorgánico dominantes presentes en las aguas subterráneas (modificado de Deutsch, 1997). Las especies $Cr_2O_7^{2-}$ y CrO_4^{2-} se dan en condiciones más oxidantes con Cr(VI), el Cr(III) suele presentarse como $Cr(OH)_3$ en estado sólido.

Se realizó una especiación a partir de los datos de V1L y V2L utilizando el programa Minteq 3.0 y simulando diferentes condiciones de pH. Se consideró la presencia de materia orgánica (BOD de 12500 y 7500 mg/l para V1L y V2L respectivamente medidos en analíticas de control periódico), con la intención de simular los aumentos en cromo observados en ambos vasos. Como se observa en el gráfico de la figura 5.38, las especies $Cr(OH)_3$ y $Cr(OH)_4$ aumentan con el incremento del pH mientras que el resto de especies seleccionadas decrecen o se mantienen estacionarias, por tanto y con las debidas reservas a la vista de la información de partida, las especies dominantes para el cromo trivalente, ya de por si poco movilizables, decrecen por lo que deben ser otras especies las que aportan cromo en épocas secas. Es claro que dicho proceso debe de coexistir con otros como los de sorción o retención en arcillas o materia orgánica de los cuales se tiene poca información.

El aumento de concentración de los metales debe estar relacionado con las reacciones de adsorción específica en las superficies de los sólidos presentes en el medio (arcillas u óxidos e hidróxidos). La adsorción de iones está controlada por el pH del medio, ya que la concentración de protones (H^+) modifica la carga de las superficies minerales (Appelo y Postma, 1996). A pH altos, como el característico del lixiviado del vertedero, los cationes alcalinotérreos (Ca^{2+} , Mg^{2+} , Sr^{2+} y Ba^{2+}) saturan las posiciones de adsorción de las superficies minerales, impidiendo que los metales pesados queden fijados sobre las arcillas o sobre los óxidos e hidróxidos del medio. El resultado final sería un aumento en las concentraciones de

los metales en el medio acuoso. La figura 5.36 muestra ligeras aumentos de concentración de los metales pesados en época seca especialmente para el cromo y níquel en V2L.

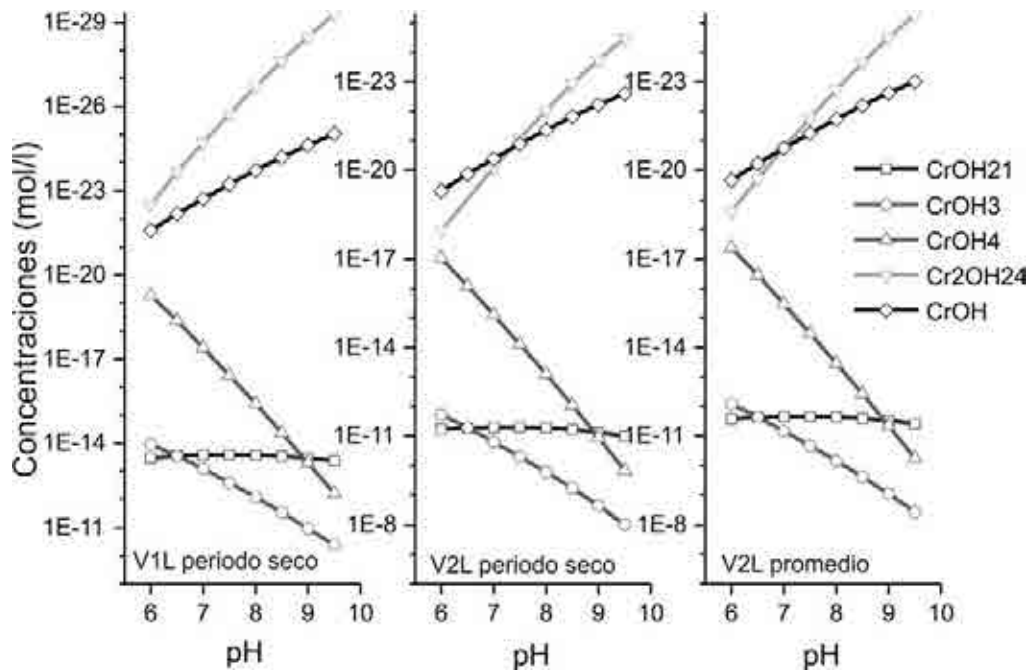


Figura 5.38 Variación de la concentración (mol/l) para diferentes especies de Cr con el aumento del pH en diferentes periodos para los vertederos V1L y V2L.

Conclusiones

La aplicación del modelo HELP a los dos vasos de vertido de R.S.U del Complejo Medio Ambiental “Los Ruices” ha permitido estimar el comportamiento de los vertederos frente a la precipitación y a la recirculación de lixiviados. Los resultados de la simulación tras un proceso iterativo de ajuste/calibración de los datos a considerar en el modelo, proporcionan un comportamiento simulado a nivel mensual y anual bastante ajustados a los datos medidos, ello incluso para aquellos años para los que se contó con medidas afectadas de una relativa imprecisión al tratarse de estimaciones y no de mediciones directas. Así mismo, se detecta la existencia de fugas en la base de V2L que permiten explicar la generación de caudales de lixiviado ciertamente elevados en V1L habida cuenta de la antigüedad del vertedero, y de su situación de confinamiento mediante sellado con arcillas en relación a V2L y a la superficie.

La campaña de prospección geofísica mediante tomografía eléctrica permitió identificar zonas de acumulación de lixiviados, fundamentalmente en el área central y oriental de los vertederos. Parece existir continuidad entre el muro de V2L y el techo de V1L, sea porque el sellado superficial de V1L se ha deteriorado debido, entre otras causas, a la existencia de asentamientos diferenciales, o porque se encuentra totalmente saturado siendo

indiferenciable el sellado mediante arcilla del residuos saturado. Además, el fondo de V1L registra resistividades muy bajas atribuibles a la existencia de rellenos de arcilla o a la existencia de acumulaciones de lixiviado, sin que ambas circunstancias sean excluyentes.

Las acumulaciones de lixiviados en V1L llevaron a la ejecución de catas y piezómetros en los que se bombeó lixiviado desde enero de 2013; los niveles se mantuvieron estables durante más de un año (febrero de 2014) apreciándose varios pozos surgentes que dibujan una divisoria hidrogeológica cuando consideramos todos los puntos al aplicar kriging ordinario como técnica de estimación. Esta divisoria hidrológica divide el flujo en dos direcciones, este y oeste. Si se emplean variogramas de tipo esférico con alcances de orden métrico, el resultado de la estimación dibuja el detalle del sistema de drenaje poniendo de relieve la existencia de grandes variaciones de nivel entre puntos cercanos, lo que evidencia la existencia de niveles colgados más que un único nivel continuo. Las tomografías eléctricas ya comentadas muestran en detalle un esquema similar al descrito, con zonas de residuos secos o casi secos, y zonas de acumulación de lixiviados y niveles colgados.

En V2L se realizaron 6 sondeos con objeto de drenar el vaso V2L hacia V1L sin que se haya llegado a cortar el sellado de V1L, esto pone en evidencia la existencia de subsidencias y asentamientos diferenciables que acaban generando niveles colgados también en V2L.

Los parámetros químicos medidos permiten distinguir el lixiviado perteneciente al vertedero más viejo (V1L) del correspondiente al más joven (V2L).

La cuantía del pH así como las concentraciones de determinados parámetros (sulfatos, nitratos, fosfatos, calcio, magnesio...) difíciles de encontrar en un vertedero en fase metanogénica ponen de relieve la existencia de entradas externas en el vertedero de más edad (V1L). El paralelismo de las series de CE, cloruros, temperaturas... etc. revela la existencia de entradas externas además de su posible conexión hidráulica al vaso suprayacente (V2L).

La relación temperatura-pH permite distinguir con relativa claridad el vertedero más joven (V2L) del más viejo (V1L) con temperaturas mayores y valores del pH más básico.

Para el vertedero menos viejo, la recirculación parece influir aumentando las concentraciones y posiblemente aportando sales y metales pesados.

Las evoluciones temporales muestran variaciones de la mayoría de los parámetros hidroquímicos del lixiviado relacionados con la distribución de la precipitación durante el ciclo hidrológico anual.

Se han reconocido algunas posibles reacciones hidroquímicas como formación de complejos, precipitación de minerales de la arcilla (B), interacción con fases minerales de la

arcilla (Mg^{2+}), reacciones redox y formación de precipitados de sulfuros metálicos y reacciones de absorción específica de los metales en la superficie de los sólidos presentes en el medio (Fe, Cr). Estas reacciones, junto con la influencia de la recarga anual debida a la precipitación y a la práctica de la recirculación del lixiviado provocan la evolución anual del lixiviado. Así, en época seca al final del año hidrológico, el lixiviado generado presenta mayor mineralización y condiciones más reductoras.

VI. ANÁLISIS HIDRODINÁMICO, HIDROQUÍMICO Y DE SERIES TEMPORALES DEL COMPLEJO MEDIO AMBIENTAL DE LA COSTA DEL SOL

1. Introducción y objetivos.

Las instalaciones del Complejo Medioambiental de la Costa del Sol cuentan con de tres vasos de vertido. El primer vaso (CV1) se clausuró en agosto de 2002; el segundo vaso se selló en 2011 aunque se reanudó su explotación en 2013. El tercer vaso de vertido se encuentra actualmente en explotación.

Se pretende conocer la hidrología de los 3 vertederos de rechazos estableciendo un balance de aguas para los tres vasos lo más cercano posible a la realidad utilizando el programa HELP (Schroeder, 1994) para tal fin. A partir de estos resultados se intenta explicar las características observadas en el drenaje de los mismos, especialmente para el segundo vertedero del Complejo Ambiental (CV2) en el cual se han detectado importantes variaciones en los caudales drenados. Especialmente se pretende determinar la existencia de fugas de lixiviados de los vasos de vertido, así como conocer en la medida de lo posible las relaciones espaciales entre los diferentes vasos, y la de estos con el sustrato.



Figura 6.1. a – Cata que alcanza un nivel colgado de lixiviado en el vertedero 3, b y c – Infiltración del lixiviado a través de las capas de balas y de los sellados intermedios, en campo se aprecia un flujo muy lento y continuo. Sobre el terreno, se aprecia un flujo que atraviesa las balas y otro que se concentra en los sellados intermedios.

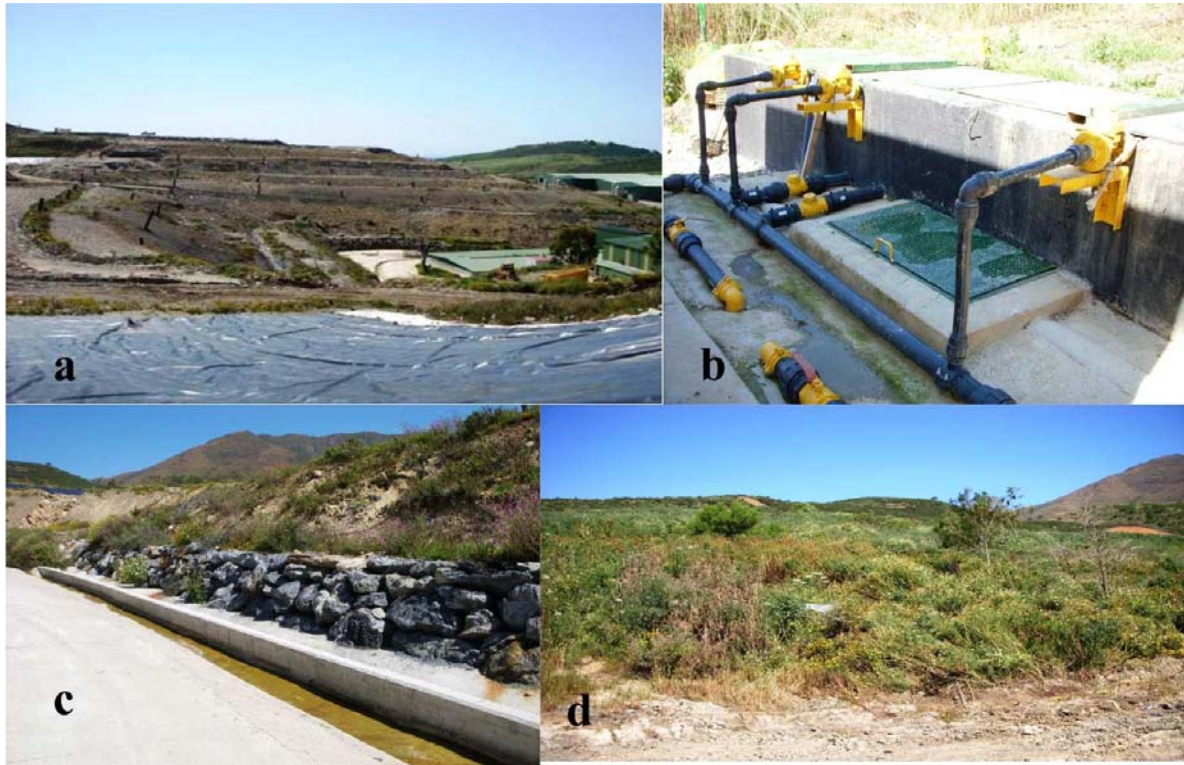


Figura 6.2. a- Panorámica de vaso 2 (08.05.2011) puede apreciarse el sistema de explotación mediante celdas de 3 metros de altura bermas. Cada celda se construye mediante balas superpuestas b - Caudalímetros de medida de lixiviados, al frente el del vaso 2, en medio 1 y al final el correspondiente al vaso 3. c - Doble canal perimetral para pluviales y lixiviados del vaso 3 d- vaso 1 sellado y revegetado.

De otra parte, el muestreo quincenal durante dos años (marzo de 2009 hasta junio de 2011) permitirá caracterizar la hidroquímica de los tres vertederos así como analizar la evolución temporal de los parámetros analizados.

La disponibilidad de datos diarios de caudal de lixiviado de cada uno de los vasos permitió asimismo aplicar análisis correlatorio y espectral, y análisis de wavelets. Estas metodologías posibilitaron la detección de periodicidades y relaciones de causalidad entre las entradas (precipitación) y la señal de salida (caudal de lixiviado) además de otra serie de relaciones que se detallan en los epígrafes correspondientes.

2. Análisis de sensibilidad

Como ya se indicó para el caso del análisis efectuado para los vertederos de Limasa (Málaga), el término validación (o verificación según otros autores) se refiere a la comparación entre datos medidos y datos simulados (Berger, K. 2000). Uno de los aspectos más importantes para la construcción y aplicación de un modelo (simulación) radica en la validez y representatividad de los datos observados. Como ya se indicó, a efectos prácticos, la validación desde un punto de vista operativo suele sustituirse por un análisis de sensibilidad.

Para los vertederos gestionados en el Complejo Medioambiental de la Costa del Sol se cuenta con datos diarios medidos mediante caudalímetro para dos años naturales (2010 y 2011) y para los tres vertederos de residuos no peligrosos CV1, CV2 y CV3. Para el año 2009 también se hicieron mediciones diarias pero el proceso de ajuste/calibración de los caudalímetros hizo inviable su utilización en el modelo hidrológico, aunque si se tuvieron en cuenta, con las debidas reservas, para el análisis de series temporales, como más adelante se detallará. Esto obligó a unificar el periodo de validación y de calibración como suele ser habitual en datos de este tipo (actualmente la legislación establece la necesidad de realizar medidas mensuales del caudal de lixiviado drenado por cada vaso de vertido, sin que se establezca un sistema determinado de medida).

Como en el caso de Málaga, con carácter previo al análisis de sensibilidad basado fundamentalmente en el ajuste del coeficiente de permeabilidad saturada de la capa de sellado y de las cubiertas intermedias, se han efectuado múltiples simulaciones variando las características de la cubierta vegetal, el ciclo vegetativo, columna media representativa para cada vertedero y área activa y sellada, y su evolución en el tiempo.

Desde el año 2002 hasta el 2009 se vienen realizando mediciones mensuales de lixiviado almacenado en los depósitos. Este, procedente de los tres vasos del complejo ambiental se acumulaba en dos depósitos sin hacer distinción en cuanto a los caudales o volúmenes de procedencia, y midiendo simplemente el nivel en escala (incluyendo el procedente de las instalaciones de compostaje y saneamiento). Como ya se comentó, a partir de 2009 se implementaron caudalímetros que permiten una medida más ajustada a la realidad de la producción de lixiviados de los vertederos. La medida se realiza antes de la llegada del lixiviado a los dos depósitos. Estos depósitos reciben el lixiviado total generado correspondiente a cada uno de los vasos de vertido.

La simulación se llevó a cabo utilizando el modelo HELP (Hydrological Environmental Landfill Performance, Schroeder, 1994), para realizar el análisis de sensibilidad se procedió a utilizar los años 2010 y 2011 como datos de partida (medidas del lixiviado producido en los tres vasos mediante caudalímetro). En este caso no se distinguió entre zonas de plataforma y de talud, al ser mucho más difícil el establecer una clara diferenciación entre estas dos zonas como consecuencia del método de explotación empleado, se utilizó, por tanto, un único coeficiente de escorrentía. A estos datos se superpuso la serie tipo correspondiente a la alternancia entre capas de sellado intermedio y capas de residuos, además de las correspondientes al drenaje, impermeabilización.....etc., según la evolución de la explotación de cada vertedero a lo largo de los años. A ello se suma la recirculación de lixiviados efectuada

sobre los tres vasos de vertido, especialmente sobre CV2, que, como se verá, añade cierto grado de incertidumbre a los resultados de la simulación.

Como ocurrió con el CMA de Los Ruices, el análisis de sensibilidad inicial se planteó variando las características de la serie residuos/sellados intermedios y especialmente el coeficiente de permeabilidad saturada de la capa de sellado final y de los sellados intermedio debido a que, como suele ser habitual, se han utilizado materiales de diversa procedencia y a que el material utilizado como préstamo para las cubiertas intermedias se ha extraído de diferentes afloramientos correspondientes a muy diversos materiales, lo que influye en gran medida en sus características. Se contó con ensayos para determinar la permeabilidad realizados por el laboratorio de geotecnia de Vorsevi S.L. en julio de 2011 (ensayos de compresión triaxial aplicados a diversos materiales utilizados como préstamo para las cubiertas intermedios y para las capas de los sellados periódicos). La explotación en los tres vertederos se realiza, como ya se ha comentado mediante capas formadas por acopios de balas de 330-440 cm de espesor recubiertas con material de préstamo de la zona con un espesor de 30-40 cm.

La profundidad de la zona de evaporación adoptada fue de 50 cm correspondiente a la capa de cubierta vegetal media. Los datos de precipitación, temperatura media y radiación solar proceden de la Estación meteorológica existente en el propio Complejo Ambiental (Estación de marca Davis, modelo Weatherlink Vintage Pro2) complementados con la red de Estaciones Agroclimáticas de la Consejería de Agricultura. Se adoptó la humedad inicial en condiciones estacionarias como punto de partida al inicio de cada simulación, otros parámetros utilizados para alimentar el modelo se relacionan en la figura 6.3.

3. Aplicación del modelo HELP

En todos los casos se ha considerado un escenario alternativo al modelo final elegido. Para el primer vaso de vertido CV1 la simulación efectuada a escala mensual para el año 2010 parece diferenciarse muy poco de la simulación alternativa (la diferencia fundamental es la cuantía de la conductividad hidráulica saturada del sellado final, de $1,2 \cdot 10^{-06} \text{cm/s}$, frente a $1,5 \cdot 10^{-06} \text{cm/s}$ para este último modelo, las capas de sellado intermedio se han considerado similares). La figura 6.4 muestra como las precipitaciones del primer trimestre del año natural influyen en la cuantía del lixiviado producido, quedando esto reflejado en los datos resultantes de la simulación. La recirculación que se llevó a cabo durante el último trimestre también deja su marca sobre la producción de lixiviado, aunque en este caso la simulación infravalora los valores reales medidos..

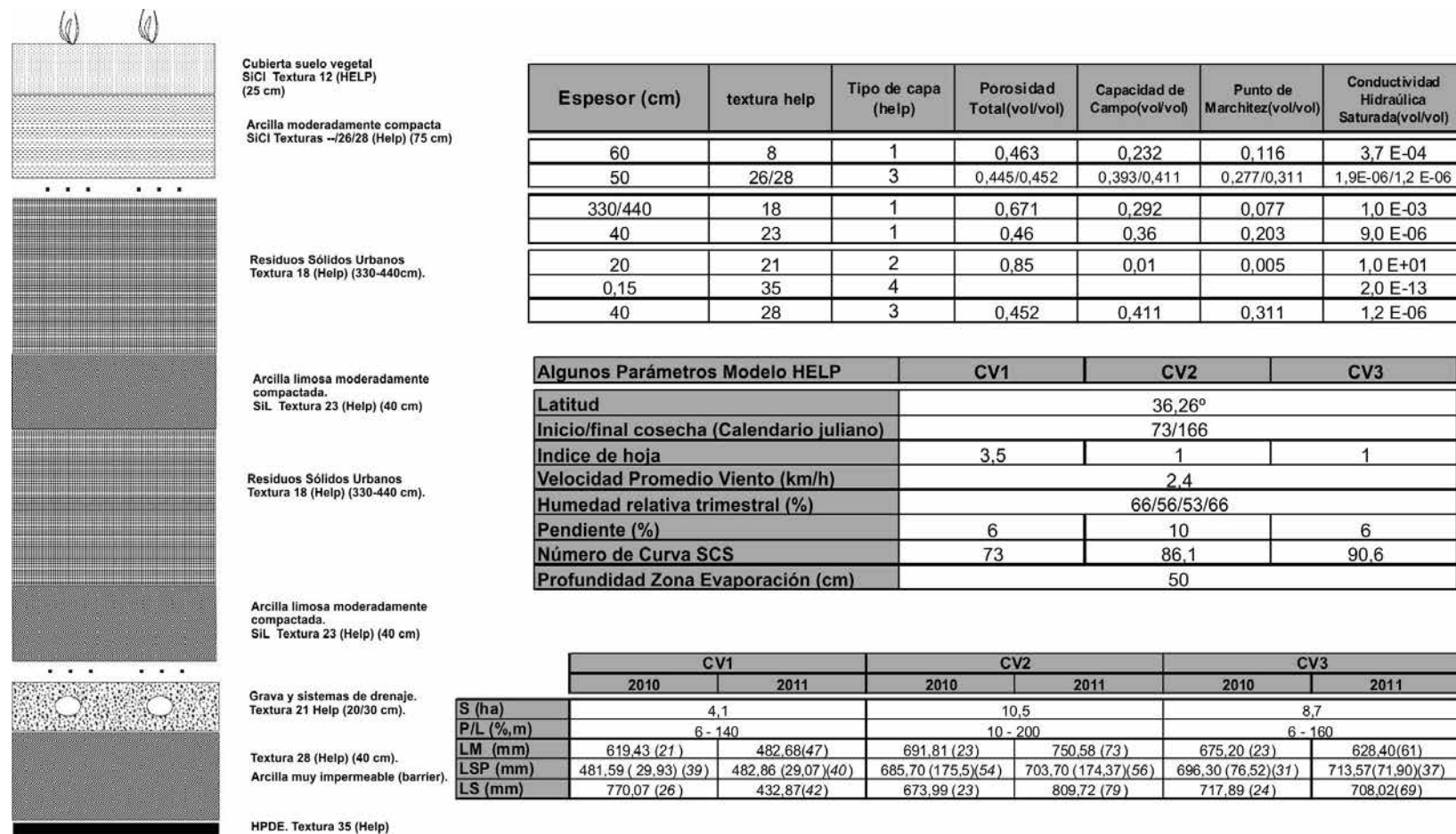


Figura 6.3. Columna promedia de los tres vertederos de acuerdo con el método de explotación empleado y principales parámetros utilizados en el modelo HELP. (Tipo de capa: 1- capa de percolación vertical, 2- capa de drenaje lateral, 3- Barrera y 4- geosintético). El lixiviado simulado promedio (LSP en mm) incluye la desviación standard y el porcentaje respecto a la precipitación promedio (CV1 para 2001 a 2011, CV2 para 2002 a 2011 y CV3 para 2008 hasta 2011, en cursiva). El lixiviado medido (LM en mm) y simulado (LS en mm) incluyen el porcentaje respecto a la precipitación total anual (en cursiva, en paréntesis). Se incluye la Superficie en Ha (S), así como la pendiente (P, en %) y la longitud (L, en m) transitable con dicha pendiente.

Esto puede ser probablemente consecuencia de que parte del volumen recirculado procede de fuera de CV1 (mayoritariamente del vaso CV2). A nivel anual, durante 2010 se midieron 619,43 mm de lixiviado producido en el primer vaso, la simulación escogida arroja un valor de 704,39 mm, y la alternativa de 547,76 mm. La cuantía del recirculado es de 673,42 mm concentrados en el último trimestre del año natural

Para el año 2011, sin recirculación en CV1, sin embargo, si se detectan diferencias claras entre el modelo elegido y su alternativa; es clara la bondad del ajuste del modelo elegido tanto en lo que se refiere a cuantía anual, como a comportamiento mensual. La inexistencia de recirculación para este año facilita el ajuste del modelo que refleja claramente los picos mensuales de precipitación (marzo y noviembre). El lixiviado medido alcanza los 496,77 mm frente a 507,89 mm simulados (672,39 mm para la alternativa).

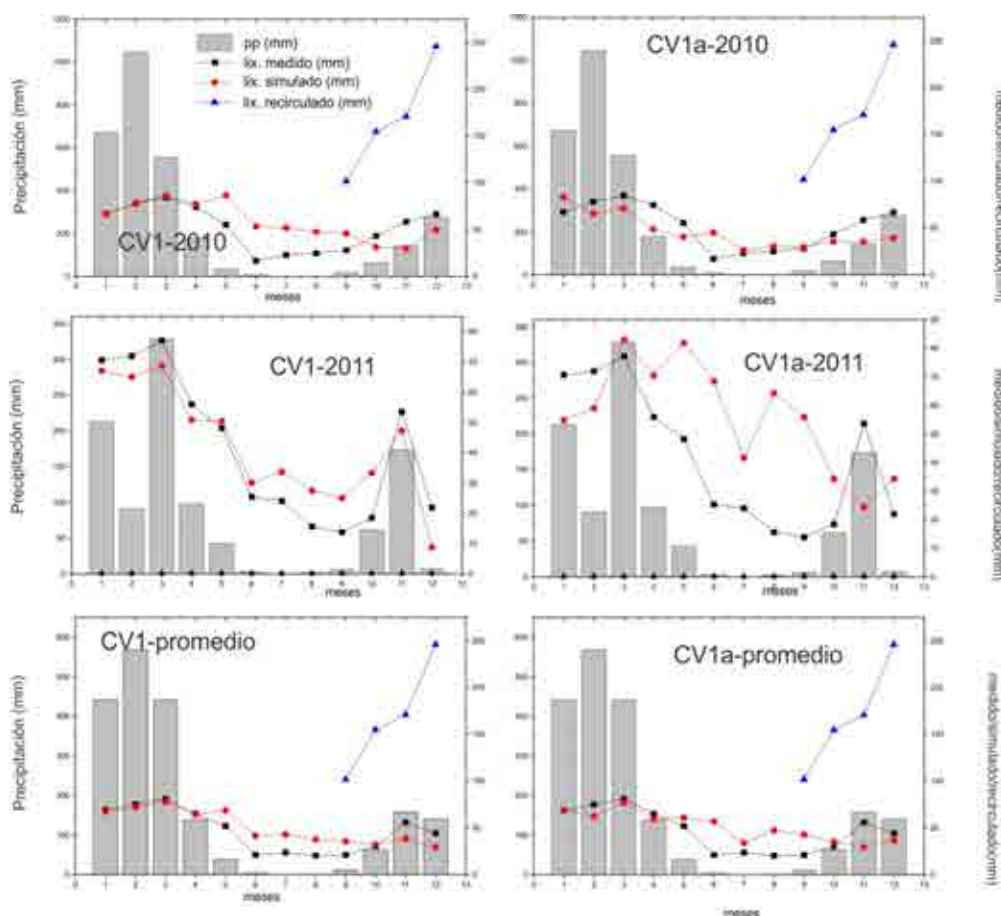


Figura 6.4. Valores de los lixiviados simulados, medidos y recirculados, así como de la precipitación para los años 2010, 2011 y promedio de ambos años para el vaso CV1 (valores mensuales en mm). Se incluye una simulación alternativa para cada año.

Para los valores promedio, el efecto de suavizado hace que la serie medida y la simulada se aproximen sensiblemente, especialmente durante el primer y último trimestre del año, aunque la influencia del recirculado se hace patente durante el último trimestre. El

valor promedio medido es de 558,10 mm, frente al simulado promedio de 606,14 (610,07 para la alternativa).

Para el segundo vaso de vertido CV2, la simulación efectuada a escala mensual (figura 6.5) para el año 2010 muestra un mejor ajuste que para la alternativa considerada (conductividad hidráulica saturada del sellado final de $1,5 \cdot 10^{-06}$ cm/s frente a $1,9 \cdot 10^{-06}$ cm/s para este último modelo alternativo, al igual que para CV1 las capas de sellado intermedio se han considerado similares al sellado final). La variación en el parámetro permeabilidad respecto al anterior se debe a la existencia de zonas de préstamo distintas con materiales aparentemente más arcillosos, la elección de estos valores se realizó mediante tanteo).

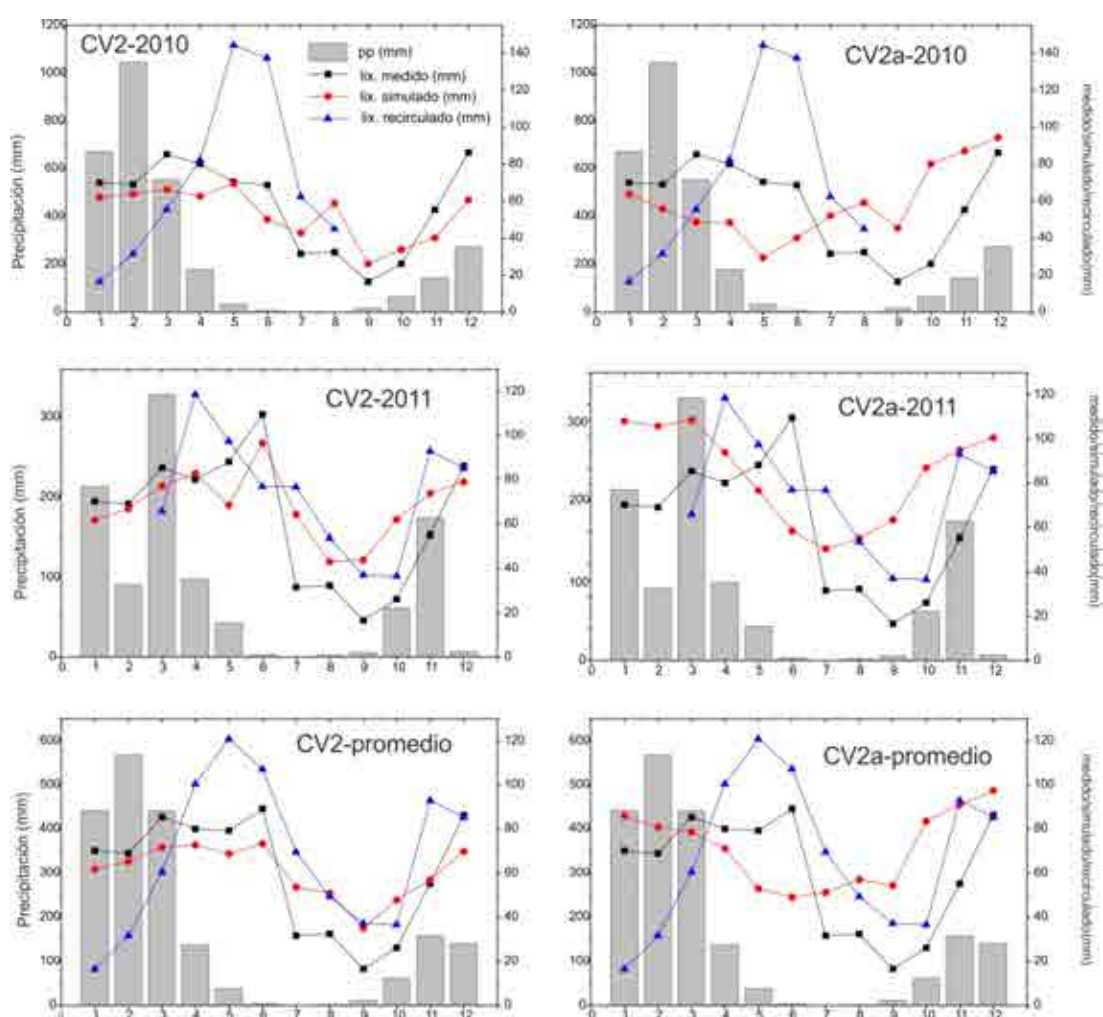


Figura 6.5. Valores de los lixiviados simulados, medidos y recirculados, así como de la precipitación para los años 2010, 2011 y promedio de ambos años para el vaso CV2 (valores mensuales en mm). Se incluye una simulación alternativa para cada año.

Debe ponerse de manifiesto que esta simulación se realiza para la superficie real del vertedero (10,4 ha), sin embargo el ajuste al lixiviado medido tuvo que realizarse

suponiendo una superficie menor (8 ha) debido fundamentalmente a ser este el vaso receptor de la recirculación procedente de todo el complejo y de los aportes externos (cubas procedentes de Plantas de Transferencia y de otras instalaciones, y posibles fallos en la red de cunetas laterales y en el drenaje superficial de la zonas selladas).

El fuerte aumento de la recirculación (que procede de los tres vasos de vertido, no únicamente de CV2) de abril a junio de 2010 parece influir en la cuantía del lixiviado medido durante los meses de estiaje (etapa en la que la recirculación se intensifica), para ir disminuyendo paulatinamente hasta septiembre. El lixiviado simulado reproduce la evolución descrita con relativa fidelidad. El modelo alternativo utilizado simula con bastante precisión los dos primeros meses del año natural para luego separarse de los datos medidos. Considerando todo el año 2010, se midieron 691,81 mm de lixiviado producido en este segundo vaso, la simulación escogida arroja un valor de 636,54 mm y la alternativa de 704,28 mm. La cuantía del recirculado es de 575,12 mm.

Para el año 2011 la situación a nivel mensual es parecida (figura 6.5), las mediciones reflejan el fuerte pico de recirculación de abril y el de precipitación de marzo. Los incrementos en la lluvia caída y en el recirculado de noviembre tienen igual influencia en el lixiviado medido. Por su parte la secuencia mensual simulada muestra valores superiores a los medidos para la segunda mitad del año, en concordancia con los elevados valores de recirculación. El modelo alternativo muestra una mayor influencia de la precipitación sobre los valores simulados que, en general, sobredimensionan los valores medidos. El lixiviado medido alcanza los 1148,88 mm frente a 909,72 mm simulados (1002,59 mm para la alternativa). El recirculado alcanza los 741,12 mm. Como en el caso del primer vaso, los valores medios suavizan las diferencias entre series medidas y simuladas, el comportamiento resulta ser intermedio entre ambos años con fuertes recirculaciones concentradas en el estiaje (658,12 mm como valor anual total, frente a 920,34 para los lixiviados medidos y 773,15 para los simulados - 853,70 mm para la alternativa considerada).

En el caso del tercer vaso de vertido -CV3, figura 6.6-, la simulación efectuada a escala mensual para el año 2010 y su alternativa muestran resultados casi coincidentes (conductividad hidráulica saturada del sellado final de $1,3 \cdot 10^{-06}$ frente a $1,5 \cdot 10^{-06}$ para este último modelo alternativo, al igual que para CV1 las capas de sellado intermedio se han considerado similares en el modelo adoptado y en su alternativa). En este caso sólo se produjo recirculación durante parte del mes de junio (160 mm) que parece tener poca influencia en las medidas mensuales. La influencia del primer trimestre con fuertes precipitaciones se refleja en las mediciones realizadas y en la cuantía del simulado.

Considerando todo el año 2010 se midieron 634,28 mm de lixiviado producido en este segundo vaso, la simulación seleccionada arroja un valor de 697,89 mm, y la alternativa de 667,38 mm.

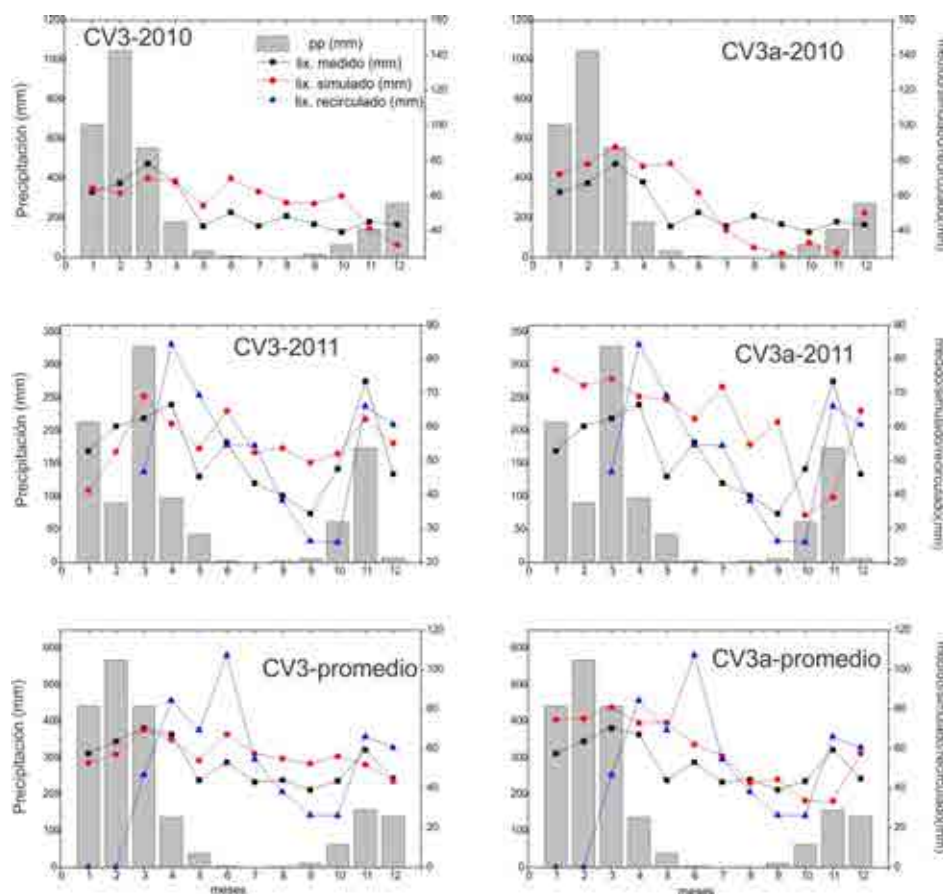


Figura 6.6. Valores de los lixiviados simulados, medidos y reciclados, así como de la precipitación para los años 2010, 2011 y promedio de ambos años para el vaso CV3 (valores mensuales en mm). Se incluye una simulación alternativa para cada año.

Para 2011 la tendencia descendente en la cuantía del volumen reciclado (desde abril hasta septiembre) se refleja en el continuo descenso del lixiviado medido para estos mismos meses. Las precipitaciones máximas de marzo y noviembre también muestran su influencia sobre el lixiviado medido. Por su parte el lixiviado simulado parece reproducir con relativa precisión el comportamiento del medido a pesar de la cuantía considerable del reciclado (527,58 mm). El lixiviado medido alcanza los 628,40 mm frente a 668,02 mm simulados (749,58 mm para la alternativa). Los valores promedio para el bienio muestran un comportamiento muy parecido para el lixiviado medido y el simulado. Los valores anuales medidos alcanzan los 631,34 mm frente a los 682,95 mm simulados (708,50 mm para la alternativa considerada)

Las figuras 6.8 a 6.11 muestran los resultados obtenidos tras la aplicación del modelo utilizado para las series de datos diarios, todos los resultados se expresan en mm.

Los gráficos de acumulados (lixiviados medidos versus lixiviados simulados para los años 2010 y 2011, figura 6.7) muestran un cierto paralelismo que pone de relieve la calidad de la simulación para ese periodo de dos años.

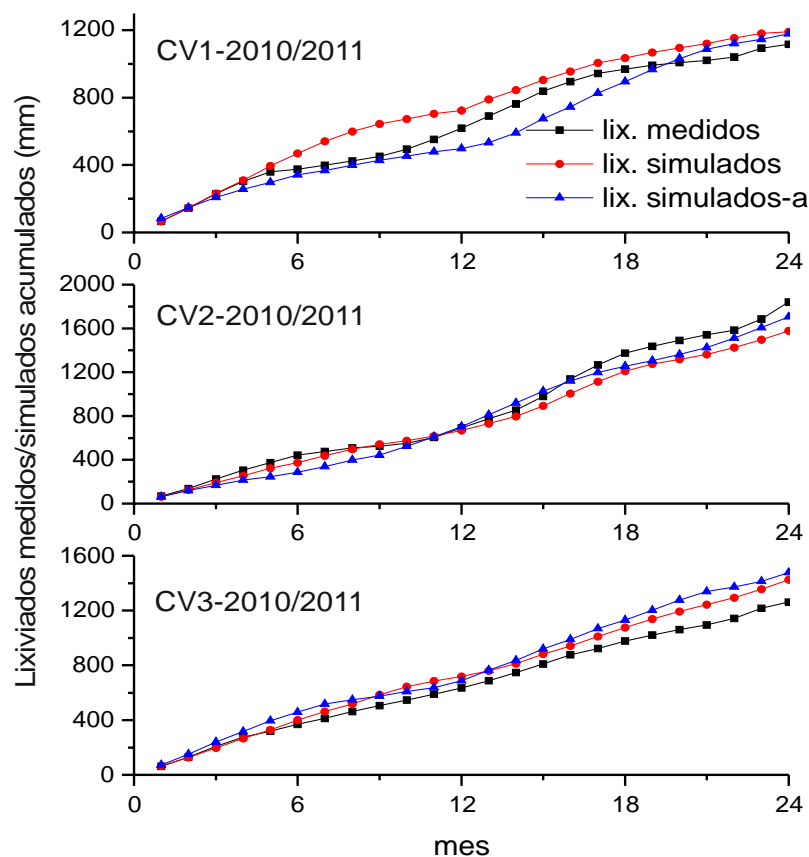


Figura 6.7. Lixiviados simulados acumulados frente a lixiviados medidos acumulados

Los principales parámetros de entrada al modelo se conservan para la aplicación a los datos con frecuencia diaria. Debe tenerse en cuenta que no se cuenta con valores diarios de recirculación (sólo valores mensuales). Para CV1 sorprende, para el primer trimestre del año, la sensible coincidencia en cuanto a comportamiento diario para el modelo elegido, sin embargo el modelo alternativo reproduce mucho más fielmente el segundo trimestre del año y parte del tercero. El cuarto trimestre, también mejor reproducido con el modelo alternativo para 2010, muestra fuertes oscilaciones del caudal medido, debiendo tenerse en cuenta que es durante este periodo cuando se recirculó lixiviado sobre este vaso. Además, este comportamiento puede tener relación con la heterogeneidad del material de préstamo utilizado para los sellados parciales.

No parece que las fuertes precipitaciones del primer trimestre hayan tenido mucha influencia sobre los caudales de lixiviados drenados por este vaso. Durante 2011 no se produjo recirculación sobre el primer vertedero, en general el modelo elegido reproduce el

comportamiento diario medio de los caudales medidos, que a su vez reflejan hasta cierto punto los picos de precipitación del primer y último trimestre.

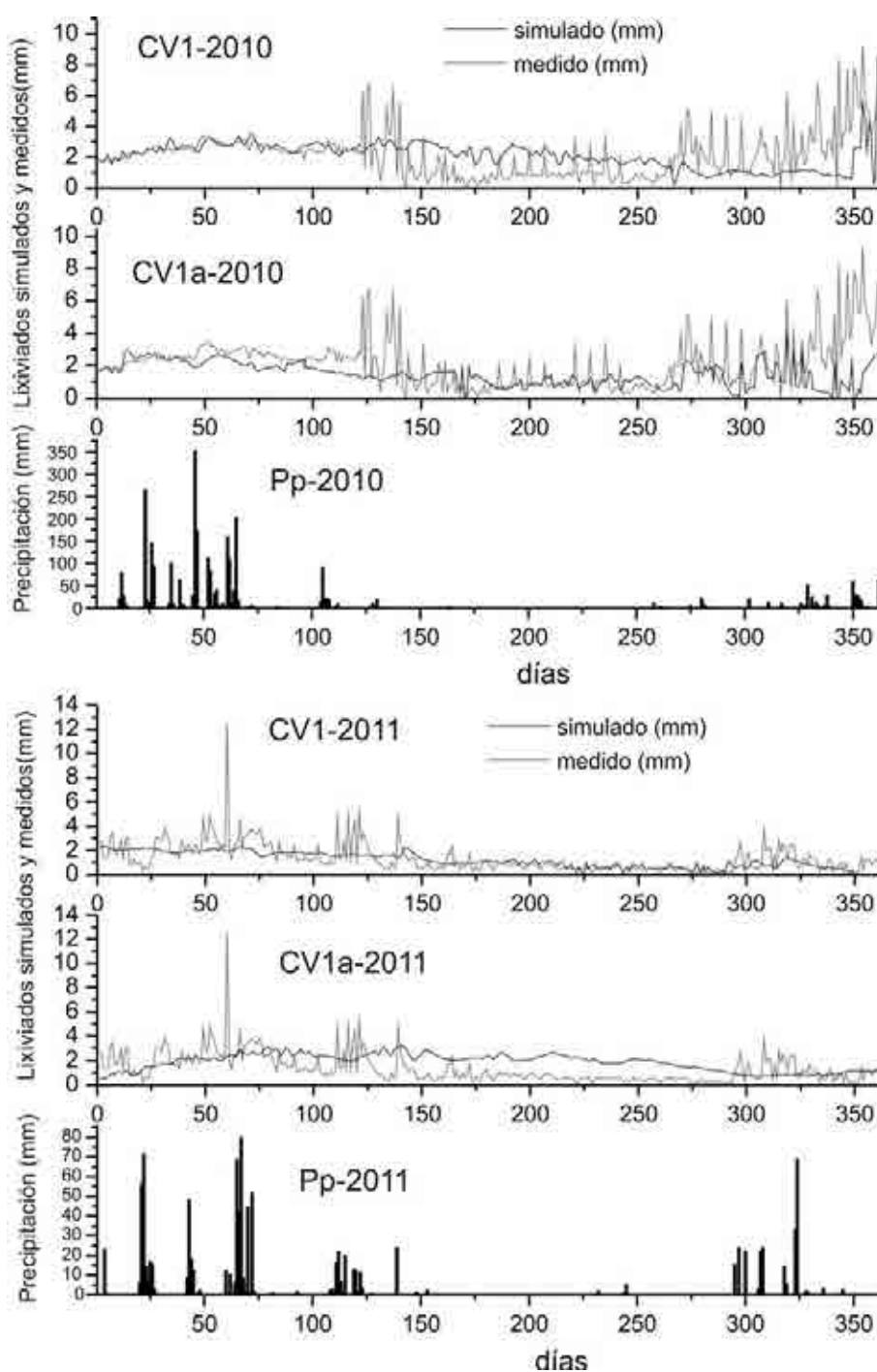


Figura 6.8. Valores de los lixiviados simulados y medidos, así como de la precipitación para los años 2010 y 2011 para el vaso CV1 (valores diarios en mm). Se incluye una simulación alternativa para cada año.

Cuando se utilizan promedios diarios (figura 6.11) el modelo alternativo parece adaptarse mejor al comportamiento del lixiviado medido salvo en la etapa central del año en

donde se aprecia una sobrevaloración de los datos observados por parte de ambas simulaciones.

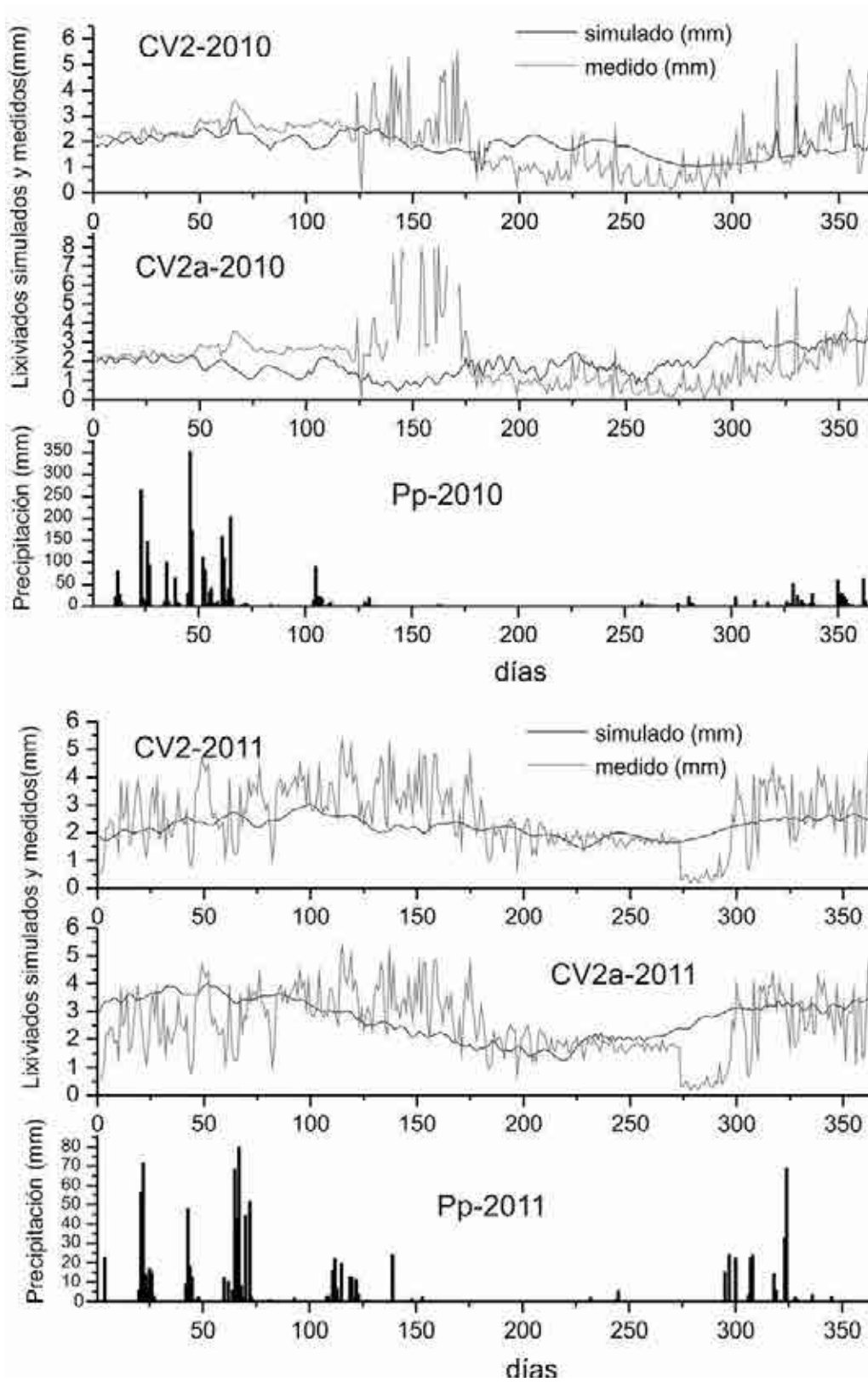


Figura 6.9. Valores de los lixiviados simulados y medidos, así como de la precipitación para los años 2010 y 2011 para el vaso CV2 (valores diarios en mm). Se incluye una simulación alternativa para cada año.

La simulación a escala diaria efectuada para el segundo vaso del Complejo Medioambiental de la Costa del Sol (CV2) muestra unos resultados relativamente cercanos a los valores medidos. En general se reproduce la tendencia de los caudales de lixiviado medido pudiéndose atribuir la falta de precisión a los muy elevados volúmenes de lixiviado recirculado que tuvieron lugar durante los dos años de estudio ya comentados. De nuevo se ha considerado que los caudales medidos se ajustaban a una superficie de 8 ha (no de 10,4 ha reales). En este caso parece claro que dicha simulación a escala mensual aporta resultados más eficientes que a escala diaria. A lo anterior hay que añadir la cuantía no medida de entradas procedentes de aportes externos o fallos en la infraestructura de drenaje (mayoritariamente destinados a CV2). El modelo alternativo muestra un ajuste muy discutible debiendo poner de manifiesto que los numerosos intentos efectuados para mejorar tal simulación fueron en vano.

Las simulaciones efectuadas para el año 2011 para CV2 presentan un ajuste que parece ganar precisión a partir de junio hasta que se produce un descenso brusco de caudales medidos (primeros de septiembre), posiblemente debido a errores de medida. El efecto suavizador de la ponderación (para el promedio 2010/2011) se deja ver en los gráficos correspondientes, en donde, como norma, el modelo elegido infravalora la realidad, mientras que el alternativo parece sobrevalorarla en términos generales (salvo para el intervalo entre 100 y 175 días, para el cual ambas simulaciones ofrecen valores inferiores a los observados).

Por su parte, para CV3 el modelo alternativo se ajusta mucho más fielmente para el año 2010 al comportamiento diario del lixiviado medido. En general el resultado, sin pretender ser preciso habida cuenta de la gran cantidad de factores que intervienen y de las limitaciones que conlleva el uso de modelos, se ajusta relativamente bien. Para 2011 los resultados del modelo escogido y del alternativo son sensiblemente similares, no obstante parece que el primero reproduce más fielmente el comportamiento diario, mientras que el segundo parece compensar los días de sobrestimación con los de infravaloración del lixiviado simulado.

Los gráficos correspondientes a medidas diarias promedio (figura 6.11) ofrecen resultados similares aunque para estas el modelo elegido parece ofrecer mejores resultados que el alternativo.

En suma, aunque para CV2 el efecto de la recirculación resta precisión a los resultados obtenidos, las simulaciones efectuadas parecen arrojar resultados aceptables especialmente para CV1 y CV3.

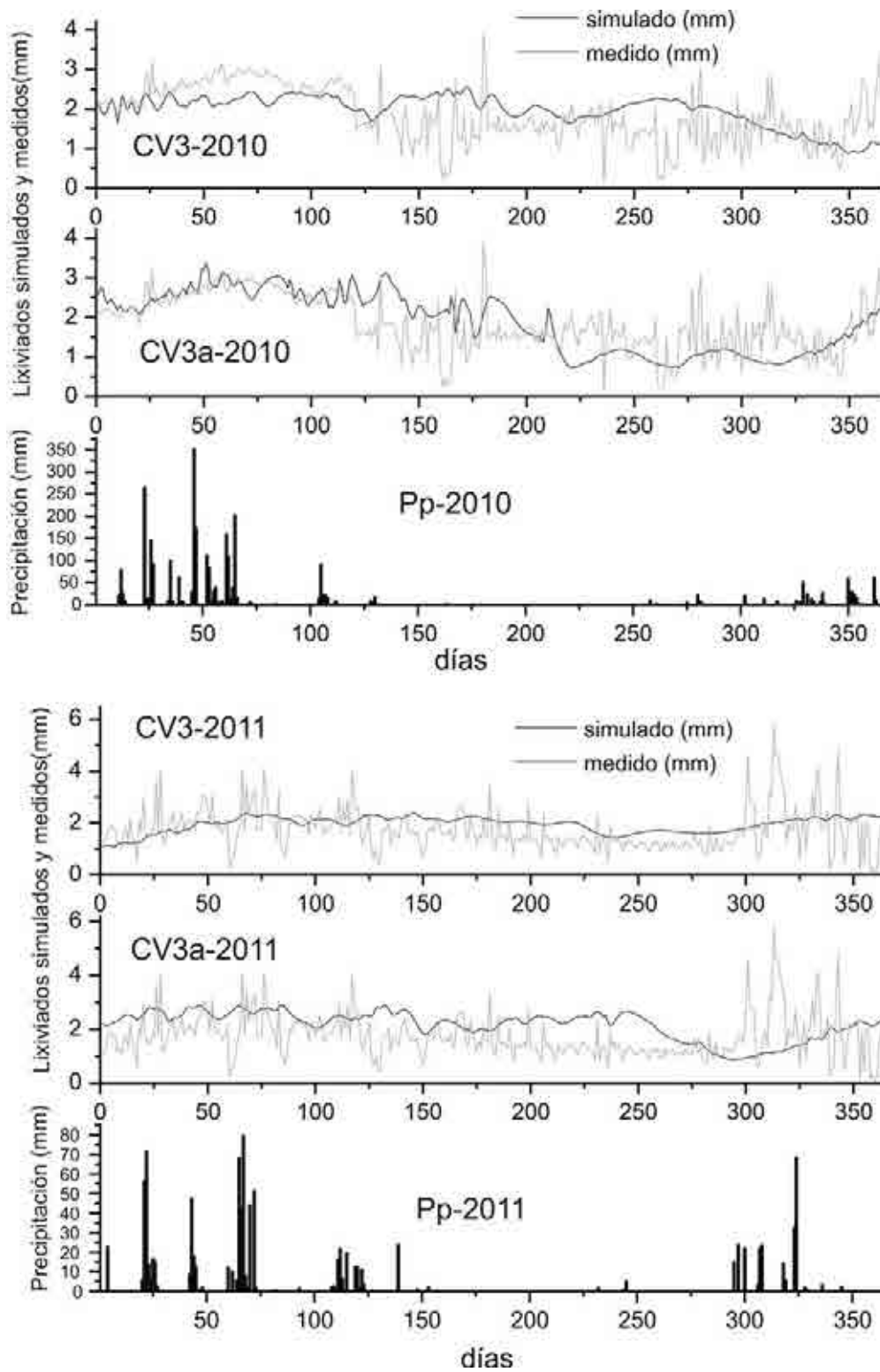


Figura 6.10. Valores de los lixiviados simulados y medidos, así como de la precipitación para los años 2010 y 2011 para el vaso CV3 (valores diarios en mm). Se incluye una simulación alternativa para cada año.

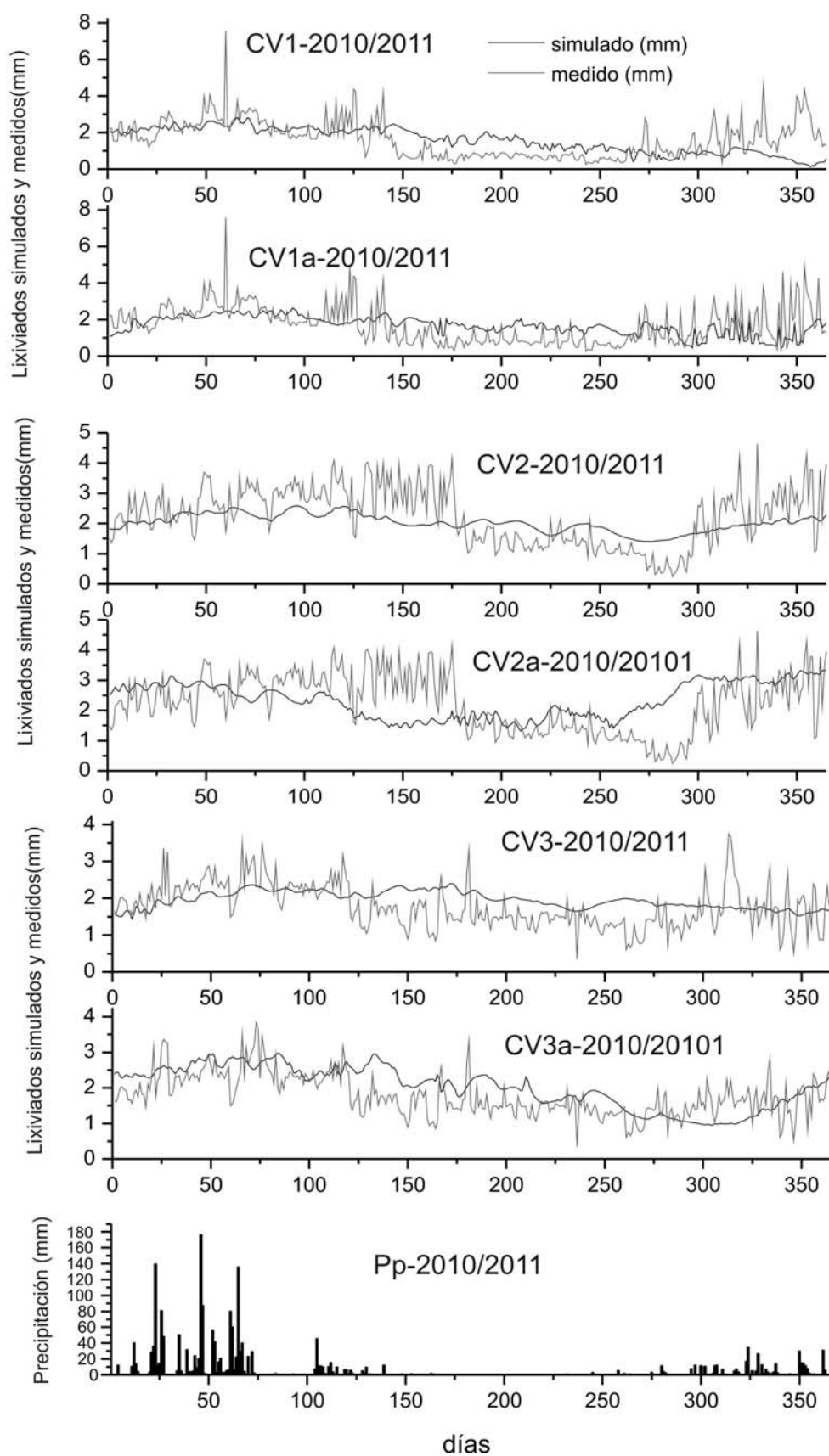


Figura 6.11. Valores de los lixiviados simulados y medidos, así como de la precipitación para el promedio de los años 2010 y 2011 (valores diarios en mm). Se incluye una simulación alternativa para cada año.

Estadísticos y Criterios de eficiencia de la simulación

De igual forma que en el caso de los vertederos de Málaga, se emplearon diferentes estadísticos con objeto de utilizar un criterio objetivo relativo al grado de precisión de las simulaciones efectuadas.

c. diarios	Media S	Media O	Var S	Var O	MAE	MSE	RMSE	RSR	NMAE	BIAS	R2	R	d
CV1 2010	1,98	2,15	0,65	2,21	2,42	3,28	1,81	1,22	1,02	65,12	0,02	0,13	0,38
CV1 2010 a	1,47	2,03	0,50	2,10	1,65	2,20	1,48	1,02	0,59	11,99	0,12	0,35	0,57
CV2 2010	1,85	1,95	1,08	1,17	1,43	0,92	0,96	0,88	0,77	49,46	0,26	0,51	0,61
CV2 2010a	1,92	1,95	1,08	1,17	2,11	1,70	1,30	1,20	1,00	72,95	0,00	0,02	0,40
CV3 2010	1,97	1,85	0,16	0,33	1,13	0,53	0,73	1,26	0,46	36,61	0,19	0,44	0,64
CV3 2010a	1,88	1,85	0,49	0,57	0,99	0,43	0,65	0,93	0,35	16,39	0,44	0,66	0,81
CV1 2011	1,19	1,32	1,31	0,37	1,27	1,03	1,01	0,88	0,64	28,45	0,34	0,58	0,66
CV1 2011a	1,87	1,32	0,46	0,37	1,73	1,97	1,40	1,17	1,73	160,61	0,03	0,17	0,47
CV2 2011	2,22	3,15	0,11	1,62	2,85	3,96	1,99	1,53	0,59	14,33	0,32	0,57	0,54
CV2 2011a	2,75	3,15	0,54	1,68	2,91	3,58	1,89	1,46	0,83	46,18	0,08	0,28	0,62
CV3 2011	1,94	1,72	0,09	0,65	1,28	0,70	0,83	1,03	0,50	54,12	0,45	0,67	0,99
CV3 2011 a	2,16	1,72	0,27	0,65	1,55	0,85	0,92	1,26	0,54	51,15	0,12	0,35	0,57

	NSE(Ln)	ABSerr	RELerr	NSE(rel)	ABSerr	RELerr
CV1 2010	0,72	0,01	0,03	-7,46	0,65	0,16
CV1 2010 a	0,80	0,01	0,03	-7,15	0,50	-0,13
CV2 2010	0,91	0,01	0,03	-9,58	0,46	-0,34
CV2 2010a	0,42	0,01	0,03	-7,20	0,48	-0,37
CV3 2010	0,34	0,01	0,03	-4,10	0,36	-0,34
CV3 2010a	0,93	0,01	0,03	-1,94	0,37	-0,30
CV1 2011	0,15	-0,46	0,03	-2,34	0,54	-0,03
CV1 2011a	-0,88	-0,46	0,02	-2,30	0,54	-0,03
CV2 2011	0,22	-0,82	0,03	-0,49	0,00	0,13
CV2 2011a	0,42	0,01	0,03	-7,20	0,48	-0,38
CV3 2011	0,86	0,04	0,03	-2,60	0,58	-0,14
CV3 2011 a	0,89	0,03	0,03	-2,60	0,57	-0,14

Tabla 6.1. Criterios de eficiencia para la simulación, algunos estadísticos para el cálculo de la precisión de la simulación. Valores diarios para los años 2010 y 2011 y para los tres vasos. Se incluye la simulación escogida y la alternativa para cada caso. O –Observados, S –Simulados, MAE, error medio absoluto MSE, error medio cuadrático, RMSE, raíz del anterior, RSR, error cuadrático medio normalizado, NMAE, error absoluto medio normalizado, BIAS, sesgo, R, Coeficiente de Correlación, R2 Coeficiente de determinación, NSE, índice de eficiencia de Nass-Suttcliffe, d, índice de Ajuste.

Para los valores diarios (Tabla 6.1) el Índice de eficiencia de Nash-Suttcliffe arroja resultados muy elevados, las diferencias entre los valores observados y simulados son muy elevadas frente a las diferencias entre los valores medidos y la media de estos (valores muy pequeños). El resultado son valores del índice muy elevados que no tiene sentido considerar. En este caso se ha utilizado el índice aplicado a valores logarítmicos de los datos simulados y medidos, así como el NSE relativo, reduciendo así la influencia entre valores extremos. Los valores obtenidos para CV1 (2010) y CV1a (2010) son similares, frente al caso de CV2 con una sensible diferencia (0,91 frente a 0,42 para la simulación alternativa). Sin

embargo, según este índice, CV3a (2010) resulta mejor que CV3 (2010), situación que se repite para el año 2011. Esto mismo ocurre para CV2 (0,22 el elegido frente a 0,42 el alternativo) siendo al contrario para CV1 (CV1a da un valor negativo lo que indica un pobre ajuste). Los estadísticos más tradicionales muestran en general un mejor ajuste de CV1a y CV3a para 2010 frente a los modelos elegidos. Llama la atención el valor del índice de ajuste d (0,99) para CV3 2011. Todas estas conclusiones se ven corroboradas por el resto de estadísticos (MAE, MSE, RMSE, RSR y NMAE).

c. mensuales	Media S	Media O	$\sum S$	$\sum O$	Var S	Var O	MAE	MSE	RMSE	RSR	NMAE	BIAS	R2	d
CV1 2010	58,70	51,62	704,39	619,43	402,50	563,50	16,68	436,00	20,88	0,51	0,55	38,36	0,03	0,71
CV1 2010 a	45,60	51,60	547,76	619,43	326,02	563,50	15,05	309,60	17,50	0,74	0,36	3,39	0,03	0,80
CV2 2010	53,04	57,69	637,00	692,00	200,60	605,20	13,70	246,70	15,70	0,64	0,29	4,59	0,03	0,81
CV2 2010a	58,69	57,65	704,28	692,00	381,84	605,24	27,26	917,00	30,20	1,23	0,67	32,03	0,03	0,39
CV3 2010	58,16	52,86	697,8	634,3	130,3	163,4	10,17	146,70	12,11	0,94	0,22	12,93	0,03	0,73
CV3 2010a	55,6	51,6	667,31	634,3	526,6	163,4	13,38	354,30	18,80	0,79	0,44	27,56	0,03	0,81
CV1 2011	42,32	41,40	507,80	496,70	358,50	579,10	8,18	81,72	9,03	0,37	0,34	16,27	0,03	0,95
CV1 2011a	56,03	41,40	672,39	496,70	364,30	579,10	24,30	781,40	27,90	1,16	1,00	84,23	0,03	0,59
CV2 2011	68,31	62,55	819,70	750,58	232,90	883,66	15,57	360,30	18,98	0,63	0,45	34,08	0,03	0,80
CV2 2011a	83,5	62,5	1002,6	751	477,60	883,60	31,50	1236,50	35,16	1,18	0,79	68,80	0,03	0,55
CV3 2011	55,67	52,37	666,2	628,4	56,8	136,29	9,32	96,53	9,80	0,84	0,19	9,66	0,03	0,68
CV3 2011 a	62,46	52,37	746,6	628,4	183,4	136,29	18,08	408,70	20,21	1,73	0,37	24,80	0,03	0,38

	NSE	ABSerr	RELerr	NSE(rel)	ABSerr	RELerr
CV1 2010	0,23	0,01	0,13	-266,00	0,01	0,14
CV1 2010 a	0,40	0,01	-0,11	-1990,00	0,01	-0,11
CV2 2010	0,50	0,07	-0,07	-663,00	0,01	-0,07
CV2 2010a	-0,65	0,01	0,02	-71,00	0,01	0,02
CV3 2010	0,02	0,01	0,10	-724,00	0,01	0,10
CV3 2010a	0,31	0,08	0,08	-819,00	0,01	0,07
CV1 2011	0,84	0,01	0,02	-314,00	0,01	0,02
CV1 2011a	-0,47	0,02	0,35	-36,00	0,02	0,35
CV2 2011	0,57	0,00	0,09	-200,60	0,01	0,09
CV2 2011a	0,01	0,02	0,33	-79,70	0,02	0,34
CV3 2011	0,23	0,00	0,06	-1097,00	0,01	0,06
CV3 2011 a	-2,27	0,01	0,19	-284,00	0,01	0,19

Tabla 6.2. Criterios de eficiencia para la simulación, algunos estadísticos para el cálculo de la precisión de la simulación. Valores mensuales para los años 2010 y 2011 y para los tres vasos. Se incluye la simulación y la alternativa para cada caso. O -Observados, S -Simulados, MAE, error medio absoluto MSE, error medio cuadrático, RMSE, raíz del anterior, RSR, error cuadrático medio normalizado, NMAE, error absoluto medio normalizado, BIAS, sesgo, R, Coeficiente de Correlación, R2 Coeficiente de determinación, NSE, índice de eficiencia de Nash-Suttcliffe, d, índice de Ajuste.

En lo que se refiere a los valores mensuales (Tabla 6.2), los valores del Índice de eficiencia de Nash-Suttcliffe si arrojan valores indicativos habiéndose suprimido los valores logarítmicos de los datos simulados y medidos. Al tratarse de series cortas los resultados obtenidos son muy poco indicativos. Respecto al resto de estadísticos utilizados, el sesgo (Bias) indica que CV1a (2010) resulta más aceptable que CV1 (2010), los valores del índice

de ajuste d son, sin embargo, similares. Llama la atención el hecho de que este estadístico es, en casi todos los casos, más favorable para las simulaciones alternativas. Asimismo resulta reseñable el valor que obtienen los estadísticos MAE, MSE y RMSE para CV3 (2011) (la simulación elegida resulta claramente mejor que su alternativa), sin embargo para el año 2010, RSR y NMAE resultan más ajustados para la alternativa que para la opción elegida.

c. mensuales	Media S	Media O	$\sum S$	$\sum O$	Var S	Var O	MAE	MSE	RMSE	RSR	NMAE	BIAS	R2	d
CV1 promedio 2010/2011	50,51	46,51	606,14	558,10	313,42	520,68	10,97	178,70	13,37	0,59	0,37	24,49	0,03	0,87
CV1a promedio 2010/2011	50,84	46,51	610,07	558,10	238,49	520,68	13,70	304,16	17,44	0,76	0,48	32,33	0,03	0,76
CV2 promedio 2010/2011	60,68	60,10	728,13	721,19	143,96	705,61	13,15	215,70	14,69	0,55	0,35	19,38	0,03	0,84
CV2a promedio 2010/2011	71,12	60,10	853,43	721,19	299,13	705,61	24,66	826,66	28,75	1,08	0,67	50,58	0,03	0,52
CV3 promedio 2010/2011	56,91	52,61	682,96	631,34	52,78	116,85	8,24	91,14	9,55	0,88	0,17	10,89	0,03	0,69
CV3a promedio 2010/2011	59,04	52,61	708,48	631,34	288,96	116,85	12,64	219,52	14,82	1,37	0,25	13,10	0,03	0,70

	NSE	ABSerr	RELerr	NSE (rel)	ABSerr	RELerr
CV1 promedio 2010/2011	0,54	0,01	0,08	-290,00	0,01	0,08
CV1a promedio 2010/2011	-0,04	0,01	0,12	-1013,00	0,02	0,12
CV2 promedio 2010/2011	0,54	0,04	0,01	-431,80	0,01	0,01
CV2a promedio 2010/2011	-0,32	0,02	0,18	-75,35	0,02	0,18
CV3 promedio 2010/2011	0,13	0,00	0,08	-910,50	0,01	0,08
CV3a promedio 2010/2011	-0,98	0,05	0,13	-551,50	0,01	0,13

Tabla 6.3. Criterios de eficiencia para la simulación, algunos estadísticos para el cálculo de la precisión de la simulación. Valores .promedios mensuales para los años 2010 y 2011 y para los tres vasos. Se incluye una simulación y una alternativa para cada caso O –Observados, S –Simulados, MAE, error medio absoluto MSE, error medio cuadrático, RMSE, raíz del anterior, RSR, error cuadrático medio normalizado, NMAE, error absoluto medio normalizado, BIAS, sesgo, R, Coeficiente de Correlación, R2 Coeficiente de determinación, NSE, índice de eficiencia de Nass-Suttcliffe, d, índice de Ajuste.

C, diarios	Media S	Media O	Var S	Var O	MAE	MSE	RMSE	RSR	NMAE	BIAS	R2	d
CV1 promedio 2010/2011	1,58	1,63	0,45	1,02	1,54	1,04	1,02	1,01	0,64	35,60	0,15	0,62
CV1a promedio 2010/2011	1,67	1,67	0,26	1,07	1,50	0,96	0,98	0,95	0,65	39,02	0,12	0,53
CV2 promedio 2010/2011	2,02	2,24	0,08	0,90	1,37	0,68	0,83	0,87	0,38	12,61	0,23	0,57
CV2a promedio 2010/2011	2,33	2,24	0,34	0,91	1,62	1,04	1,02	1,07	0,53	36,47	0,03	0,47
CV3 promedio 2010/2011	1,95	1,79	0,05	0,36	0,99	0,37	0,61	1,02	0,29	22,77	0,00	0,39
CV3a promedio 2010/2011	2,02	1,79	0,34	0,35	1,00	0,37	0,61	1,04	0,30	21,08	0,41	0,77

	NSE(Ln)	ABSerr	RELerr	NSE(rel)	ABSerr	RELerr
CV1 promedio 2010/2011	0,46	0,03	0,03	-0,87	0,47	-0,03
CV1a promedio 2010/2011	0,89	0,04	0,03	-7,15	0,50	-0,13
CV2 promedio 2010/2011	0,97	0,02	0,03	-1,54	0,31	-0,10
CV2a promedio 2010/2011	0,95	0,01	0,03	-6,81	0,36	0,04
CV3 promedio 2010/2011	0,34	0,01	0,03	0,96	0,01	0,03
CV3a promedio 2010/2011	0,96	0,03	0,03	-1,25	0,28	0,13

Tabla 6.4. Criterios de eficiencia para la simulación, algunos estadísticos para el cálculo de la precisión de la simulación. Valores .promedios diarios para los años 2010 y 2011 y para los tres vasos. Se incluye una simulación y una alternativa para cada caso O –Observados, S –Simulados, MAE, error medio absoluto MSE, error medio cuadrático, RMSE, raíz del anterior, RSR, error cuadrático medio normalizado, NMAE, error absoluto medio normalizado, BIAS, sesgo, R, Coeficiente de Correlación, R2 Coeficiente de determinación, NSE, índice de eficiencia de Nass-Suttcliffe, d, índice de Ajuste.

En el caso de los valores promedios (Tablas 6.3 y 6.4) del bienio 2010/2011, para los valores mensuales es claro (ver NSE y el resto de estadísticos) que el valor escogido es mejor que su alternativa, (destaca el valor bastante bajo del índice de ajuste d para CV2a). Para los valores diarios llama la atención el ajuste de CV3 y CV3a. Los valores de NSE (logaritmos en este caso) corroboran las simulaciones elegidas frente a sus alternativas, aunque se aprecian algunas diferencias elevadas (0,34 para CV3 frente a 0,94 para CV3a), mientras para CV2 los valores son casi iguales (0,97 para CV2 frente a 0,95 para CV2a).

4. Tomografías eléctricas

Campana

En junio de 2013 el explotador del Complejo Medio Ambiental de Casares, Urbaser S.A. encarga un estudio geofísico mediante tomografía eléctrica de los tres vasos de vertido.

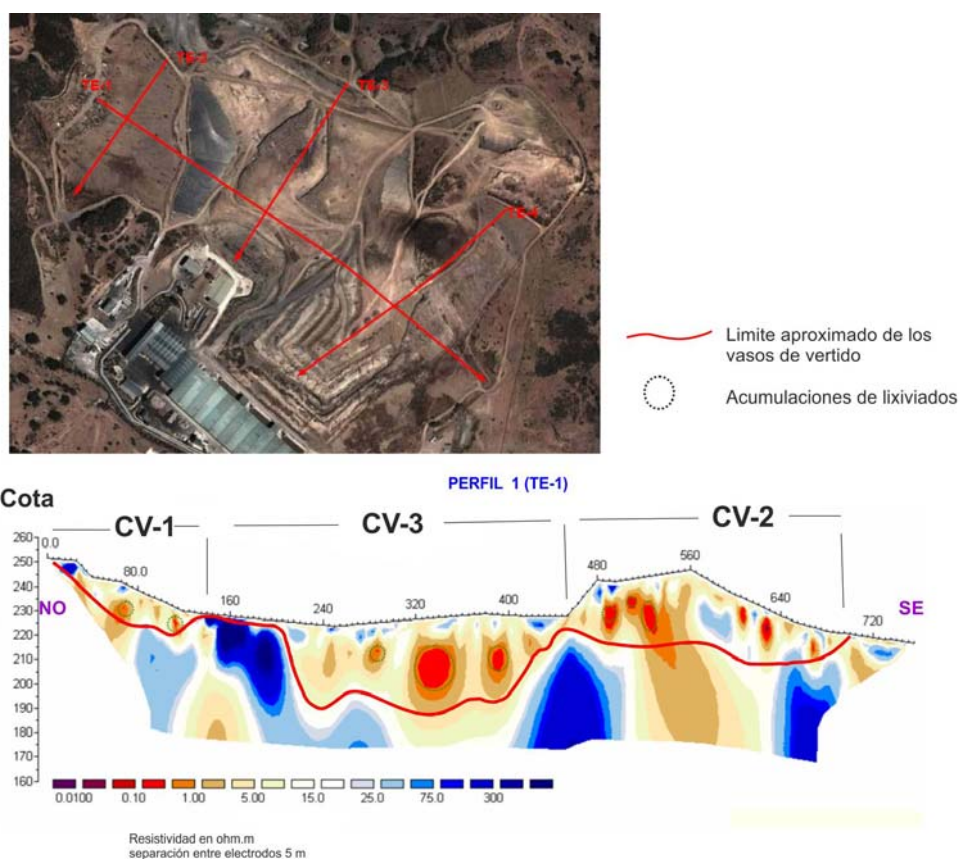


Figura 6.12. Perfil TE-1 que atraviesa los tres vasos de vertido. La línea roja marca el límite aproximado (fondo) de los vertederos. Las acumulaciones de lixiviado se marcan con línea discontinua (Urbaser/Geytex,2013).

El objetivo principal es conocer la existencia de posibles acumulaciones de lixiviado, y en su caso su distribución espacial, además de la relación entre los vertederos y el sustrato sobre el que se asientan. Aunque de los resultados de la simulación ya expuesta puede concluirse la inexistencia de fugas de lixiviado de los vertederos, la imprecisión que aporta

la fuerte recirculación de que fue objeto CV2 aconsejó la utilización de metodologías alternativas que permitiesen ganar en seguridad sobre este extremo. El estudio fue realizado por la empresa GEYTEX, S.L. empleando un resistivímetro ABEM modelo TERRAMETER SAS 1000, con un selector de electrodos LUND modelo ES 10-64e.

Se realizaron 4 perfiles (1.705 metros lineales) empleando un dispositivo Wenner-Schlumberger, con separación entre electrodos de 5 metros. Se alcanzó una profundidad máxima de investigación de 50 metros. La localización de los citados perfiles se detalla en la figura 6.12. Se trazó un primer perfil longitudinal que cruza sobre los tres vertederos, y tres perfiles perpendiculares al anterior que recorren los vertederos en toda su longitud de NO a SE.

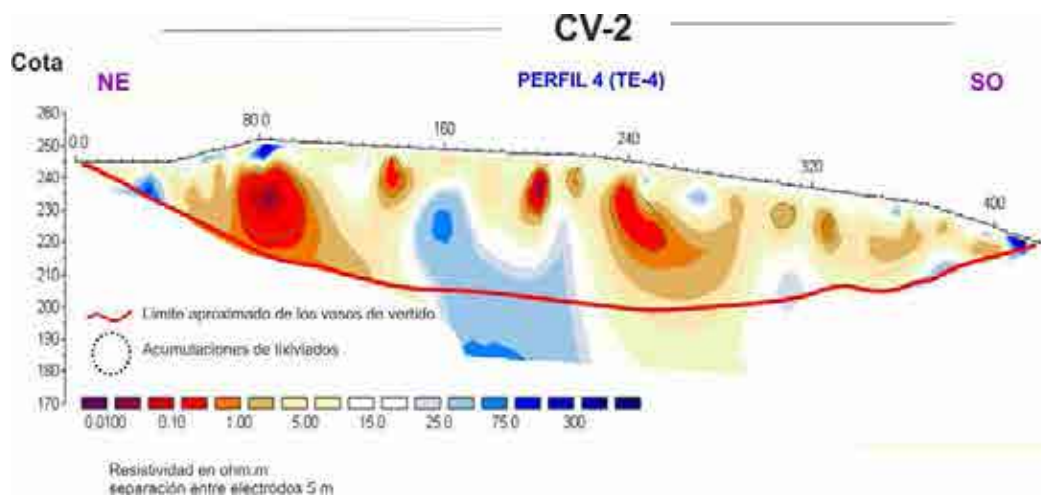


Figura 6.13. Perfil TE-4 que atraviesa el segundo vasos de vertido. La línea roja marca el límite aproximado (fondo) de los vertederos. Las acumulaciones de lixiviado se marcan con línea discontinua (Urbaser/Geytex,2013).

Resultados

A la vista de los perfiles, debe destacarse el hecho de que no se detectan acumulaciones de lixiviado en la zonas más profundas de los vertederos, por tanto debe descartarse la existencia de posibles fugas. La ubicación del fondo de cada vertedero en los perfiles se realizó en base a los datos topográficos aportados por el titular. Debe recordarse que la impermeabilización consistió en PEAD de 1,5 mm, geotextiles y capa de arcilla compacta de 40 cm aproximadamente.

Como era de esperar, las acumulaciones de lixiviado más importantes se detectan en CV2 (perfil TE-2, figura 6.14). Hacia la zona central (metros 80 y 240) se puede observar, con tonos rojos, las mayores acumulaciones de lixiviado. El espesor de residuos puede estimarse en 50 metros aproximadamente.

El perfil TE-1 (figura 6.12), presenta una zona con elevadas resistividades (tonos azules) entre los metros 150 a 200, que debe interpretarse con cierta cautela al estar realizadas las mediciones sobre el PEAD con comportamiento altamente resistivo, además, en esa zona el vaso CV3 se superpone al CV1.

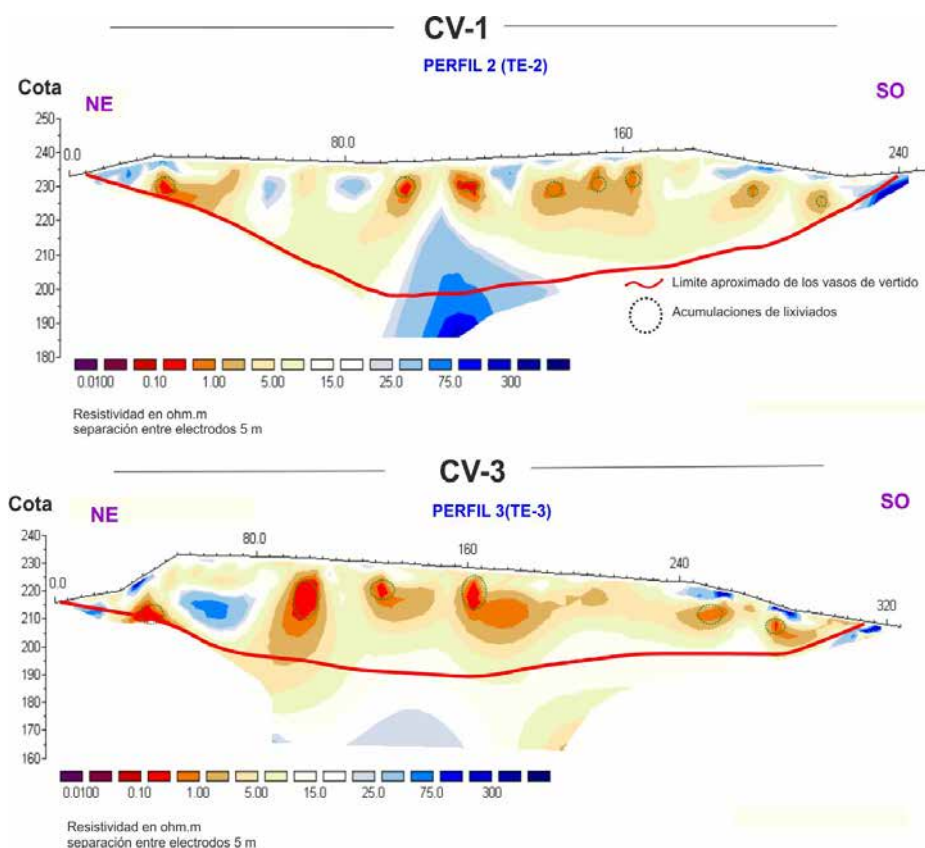


Figura 6.14. Perfiles TE-2 y TE-3 que atraviesa el primer y tercer vasos de vertido. La línea roja marca el límite aproximado (fondo) de los vertederos. Las acumulaciones de lixiviado se marcan con línea discontinua (Urbaser/Geytex,2013).

El perfil TE-2, discurre sobre CV1 íntegramente, según la interpretación aportada por Geytex S.L.se cortan espesores de 30-40 metros (entre los metros 80 a 170). El perfil TE-3 se sitúa sobre CV3 y muestra espesores de 30/40 m, también muestra varias zonas de acumulación de lixiviados que parecen tener poca entidad. Estas acumulaciones son consecuencia de la heterogeneidad del residuo depositado.

5. Caracterización química del lixiviado

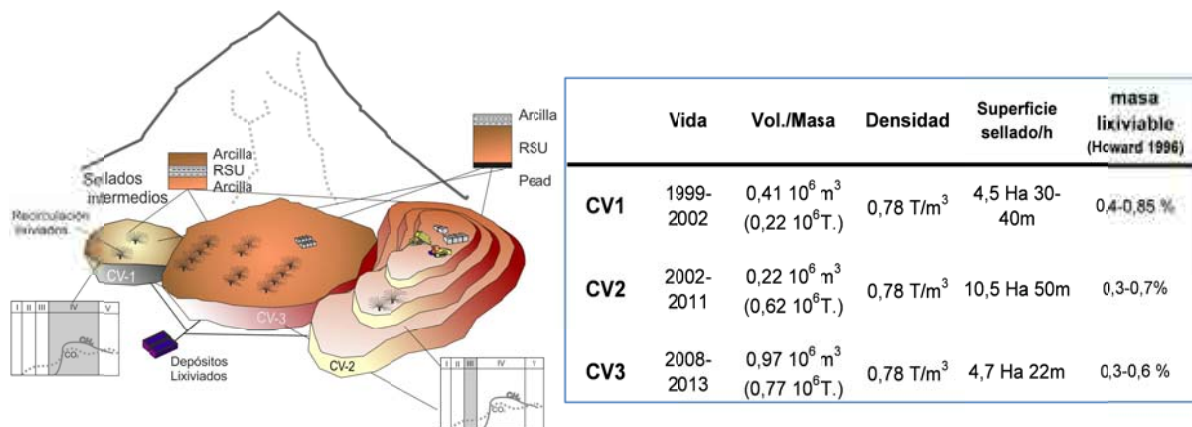
Se han recogido y analizado 81 muestras y se han realizado las mismas determinaciones de pH y medidas de temperatura y conductividad eléctrica en el campo para cada uno de los tres vertederos estudiados (Tabla 6.5). El periodo de muestreo del lixiviado ha estado comprendido entre marzo de 2009 y junio de 2011. Para el periodo

desde marzo de 2009 hasta mayo de 2010 se tomaron dos muestras para cada vaso correspondientes a las dos arquetas de recogida de lixiviados. A partir de mayo, la infraestructura de drenaje se modifica unificándose ambas arquetas. Los datos considerados en este trabajo se corresponden con los recogidos en las arquetas inferiores, consideradas como más representativas.

Casares por su parte presenta una precipitación elevada durante ambos años siendo estos considerados como húmedos.

Las grandes variaciones observadas para los vasos del CMA Los Ruices se detectan igualmente en los tres vasos del CMA de La Costa del Sol, en este caso, además de destacarse los sulfatos y fosfatos, hay que añadir las fuertes oscilaciones de los nitritos, y de algunos elementos como el calcio y el manganeso además de algunos metales pesados como el Zn. Para los fosfatos se cuenta con pocas analíticas muy dispersas en el tiempo.

Debe señalarse que casi todas las distribuciones se ajustan razonablemente a la normalidad, la figura 6.16 muestra algunos de los parámetros analizados para el vertedero CV2 de Casares tomados como ejemplos ante la imposibilidad de incluir todas las analíticas. La figura 6.15 sintetiza las características de los tres vertederos y algunos aspectos relativos a su explotación.



	Sustrato	tipo sellado	Sellado base	Recirculación	Aportes externos	Explotación
CV1	Esquistos (malaguide)	Arcillas (flysh)	PEAD	[Diagrama de recirculación]	puntuales	Pretratamiento/Embalado/Colocación
CV2	Flysh (U. De Algeciras)	Arcillas (flysh)	PEAD	[Diagrama de recirculación]	frecuentes	Pretratamiento/Embalado/Colocación
CV3	Flysh (U. De Algeciras)	lodo-uno calcáreo /Arcillas	PEAD	[Diagrama de recirculación]	frecuentes	Pretratamiento/Embalado/Colocación

Figura 6.15 Síntesis de las características de los vertederos del CMA de La Costa del Sol.

Tras aplicar la metodología desarrollada por Howard et al. (1996) basada en el anión conservativo Cl⁻, la masa lixivable para los vertederos del CMA de Casares se estima entre un 0,3 y un 0,85 % de la masa depositada, debiendo acogerse tales resultados con las debidas reservas por los mismos motivos expuestos para el CMA de Málaga.

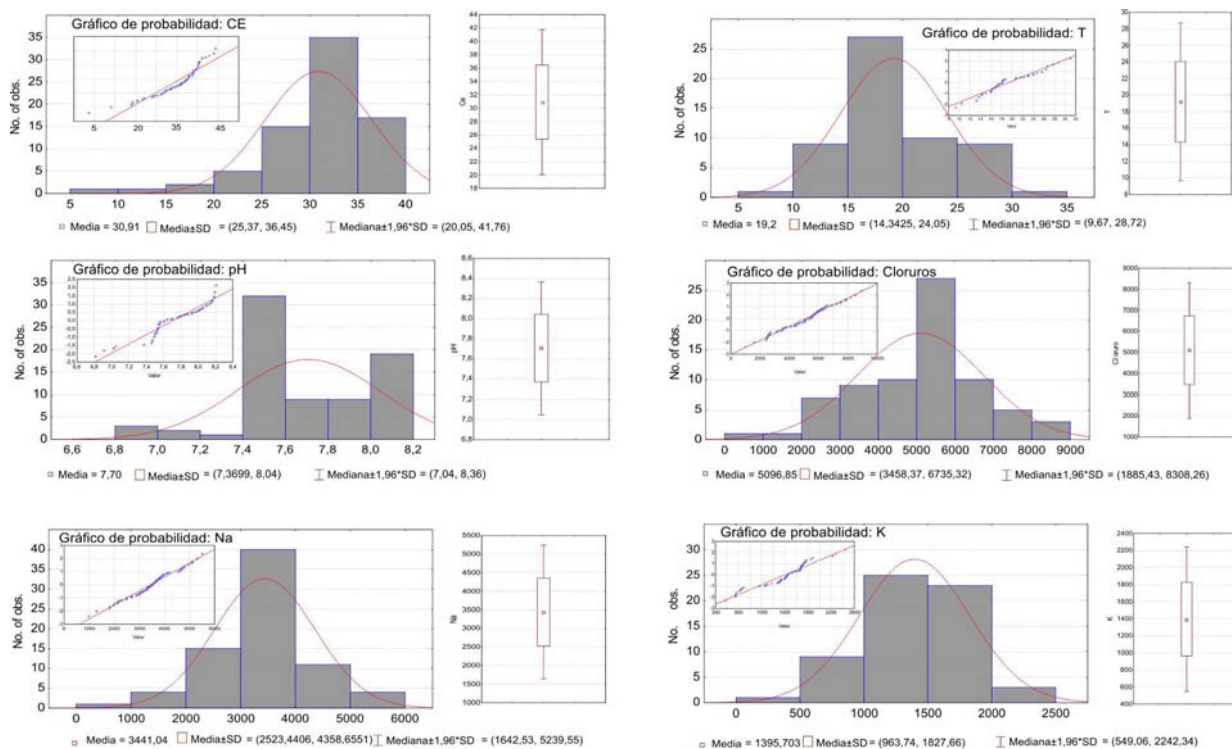


Figura 6.16 - Algunos estadísticos de los principales parámetros estudiados en el lixiviado del vertedero CV3 del C.M.A. de la Costa del Sol. El número de muestras asciende a 81. Todos los parámetros están expresados en mg/ l, excepto CE ($\mu\text{S}/\text{cm}$), pH y T ($^{\circ}\text{C}$).

5. 1. Parámetros físico-químicos

De acuerdo con lo ya expuestos en el capítulo anterior en relación a la relación inversa entre la temperatura y el pH (Wiley et al., 1975) la figura 6.17 representa el gráfico pH-T para los vertederos del CMA Costa del Sol. La reiterada utilización de la práctica de la recirculación de lixiviados no permite realizar la distinción que se vio en los vertederos de Málaga al producirse la mezcla de lixiviados de diferentes edades procedentes de los tres vasos de vertido durante gran parte del año.

	Estadística de los principales parámetros estudiados en el lixiviado de los tres vertederos de RSU del C.M.A. Costa del Sol.										Estadística de los principales parámetros estudiados en el lixiviado de los tres vertederos de RSU del C.M.A. Costa del Sol.								
	Media Des. Estándar			Mediana Coef. Variación			Sesgo Curtosis				Media Des. Estándar			Mediana Coef. Variación			Sesgo Curtosis		
	CV1	CV2	CV3	CV1	CV2	CV3	CV1	CV2	CV3		CV1	CV2	CV3	CV1	CV2	CV3	CV1	CV2	CV3
C.E.	25,97	33,58	30,91	28,30	33,00	32,35	-1,51	-0,37	-1,59	B	3,43	3,32	2,94	3,59	2,96	3,20	-0,06	0,11	-0,33
	6,41	7,34	5,54	24,68	21,85	17,92	1,51	-0,53	3,51		Ca ²⁺	1,66	1,31	1,11	48,36	39,46	37,54	-0,39	-0,70
pH	7,89	7,92	8,93	7,78	8,03	7,62	0,05	-0,55	8,70	Mg ²⁺	115,63	69,65	69,64	106,13	61,36	56,46	1,04	2,12	1,24
	0,42	0,34	10,71	5,32	4,27	4,30	-0,76	0,00	75,85		77,62	48,99	48,65	67,12	70,34	69,85	1,20	6,68	1,48
T	19,83	18,44	20,61	19,20	17,00	18,10	0,11	0,68	5,76	Mn	224,00	273,10	310,80	199,70	269,34	283,01	1,09	0,46	1,21
	4,62	4,89	11,77	23,31	26,51	57,11	-0,80	-0,36	39,32		84,74	76,87	124,38	37,83	28,15	40,02	0,73	-0,26	2,12
Cl ⁻	3823,28	5740,69	5096,85	4347,04	6011,17	5325,53	-0,41	0,28	-0,15	Cr	1,04	0,40	0,33	0,55	0,06	0,04	1,28	1,32	3,13
	1747,74	2641,99	1638,48	45,71	46,02	32,15	-0,48	0,23	0,00		1,17	0,53	0,73	112,77	133,65	223,48	0,54	0,59	10,54
SO ₄ ²⁻	112,18	187,21	90,70	50,68	69,29	27,63	1,25	7,23	1,59	Zn	1,43	1,08	0,76	1,30	0,99	0,78	0,18	0,78	0,08
	124,88	532,54	113,53	111,32	284,46	125,17	0,31	55,37	1,41		0,80	0,59	0,34	55,75	54,31	44,69	-1,31	0,16	-0,87
NO ₃ ⁻	18,08	4,91	2,61	2,07	1,67	1,59	5,86	5,15	6,37	Ni	0,92	1,19	0,75	0,46	0,76	0,71	5,00	3,95	1,01
	59,05	10,51	4,77	326,68	214,10	183,07	38,76	31,54	45,13		1,82	1,66	0,41	198,25	139,41	54,94	27,10	18,92	1,94
F ⁻	2,27	9,61	14,36	1,96	2,00	2,00	1,83	7,48	6,26	Ba	0,60	0,68	0,62	0,58	0,70	0,65	0,27	0,10	-0,15
	1,53	55,27	63,75	67,16	574,97	444,10	4,30	55,93	41,27		0,22	0,22	0,18	36,09	31,69	28,43	0,77	-0,72	0,10
Na ⁺	2999,89	3853,46	3441,05	3110,74	4053,10	3490,76	0,18	0,25	-0,17	NO ₂ ⁻	0,43	0,28	0,23	0,31	0,25	0,22	4,56	0,33	1,90
	1179,96	1663,94	917,61	39,33	43,18	26,67	-0,04	0,25	0,25		0,43	0,13	0,10	99,74	45,67	41,09	28,05	-0,38	4,99
K ⁺	1220,67	1523,95	1395,70	1188,55	1592,52	1440,29	0,87	-0,06	-0,47	Br ⁻	279,83	426,11	44,70	38,84	40,04	42,89	3,64	2,52	2,90
	611,42	572,31	431,96	50,09	37,55	30,95	0,76	-0,05	0,42		819,65	1011,55	42,81	292,91	237,39	95,78	12,34	4,86	9,46
Fe	30,05	15,62	13,41	29,07	9,64	9,69	3,52	1,31	1,67	PO ₄ ³⁻	15,56	17,18	18,03	8,30	11,95	10,27	1,18	1,55	1,40
	25,05	11,74	10,14	83,36	75,14	75,59	19,63	2,12	2,60		13,41	14,09	14,64	86,17	82,03	81,18	0,98	3,75	2,23
P	10,59	9,09	6,95	10,52	9,50	7,29	0,75	1,26	-0,03	294,00	20,11	7,87	17,85	12,60	9,54	4,47	2,95	0,39	
	5,25	4,04	3,66	49,54	44,38	52,59	0,58	4,96	-0,86	1228,45	27,68	6,24	417,84	137,66	79,28	19,99	9,29	-0,92	

Tabla 6.5. Estadística de los principales parámetros estudiados en el lixiviado de los tres vertederos de RSU del C.M.A. Costa del Sol. El número de muestras asciende a 46. Todos los parámetros están expresados en mg/ l, excepto CE (mS/ cm), pH y T (°C).

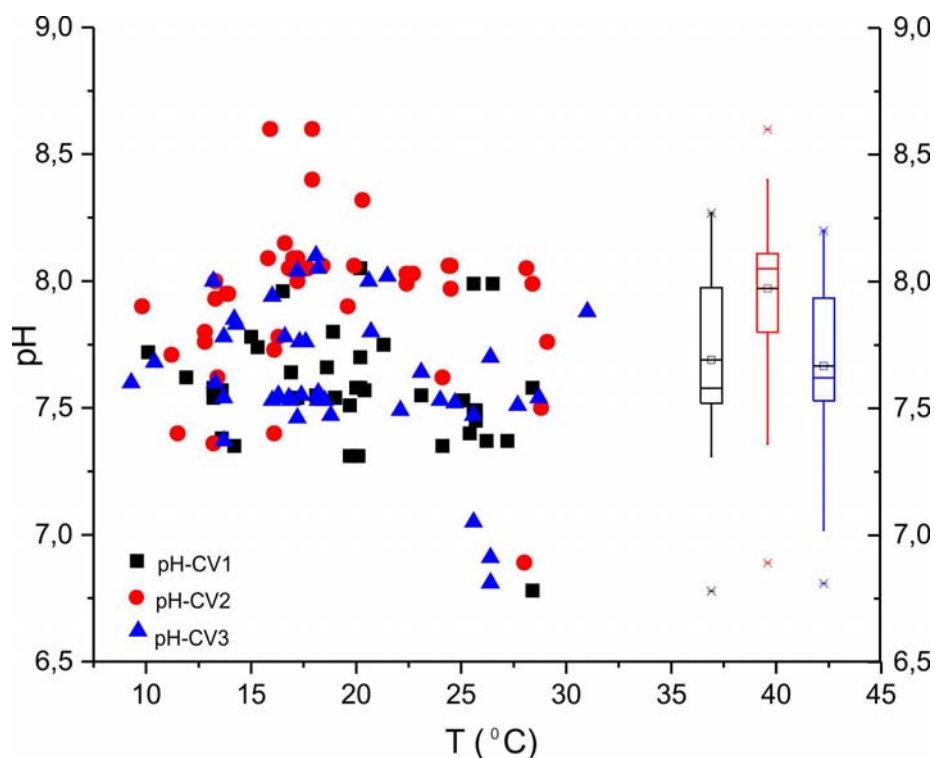


Figura 6.17- Gráficos temperatura/pH para los tres vertederos del CMA de la Costa del Sol y diagramas de caja para la variable pH.

Únicamente en el vertedero más joven (CV3) se aprecian valores algo más elevados del pH (8,93 frente a los 7,8-7,9 de los otros vasos) y temperaturas algo más elevadas (20,6 0C frente 18-19 0C) aunque con valores del coeficiente de variación muy elevados. Probablemente estos valores se deban a la entrada de agua de lluvia directamente en el vaso durante algunos episodios de fuerte precipitación, y al aporte generado por la recirculación del lixiviado iniciado en marzo de 2011. CV2 muestra una distribución de los valores del pH en torno a 8 aunque también con fuertes variaciones.

Cationes

Para los vertederos del CMA de la Costa del Sol, las conductividades medias (tabla 6.5) pueden ordenarse en orden creciente desde el vertedero más antiguo -CV1- hasta el más joven -CV3. Llama la atención que, para el periodo de muestreo, los coeficientes de variación se ordenan en orden inverso presentando la máxima variabilidad el vertedero menos joven probablemente debido a fallos en la infraestructura de drenaje durante eventos pluviométricos intensos (el más joven, en explotación, debería variar mas).

Para el CMA de la Costa del Sol la situación es similar a la expuesta para los vertederos de Málaga, los cationes alcalinos (más solubles) superan en un orden de magnitud a los alcalinotérreos (tabla 6.5). De los tres vertederos del Complejo, el CV2 es el

que presenta concentraciones más elevadas de Na^+ (3854 mg/l frente a los 3000 del vertedero más viejo -CV1- y 3441 del más joven -CV3-), situación que se repite para el K^+ , probablemente como consecuencia de ser el vaso receptor de las mayores cantidades de lixiviado recirculado. Para los alcalinotérreos las concentraciones son muy similares en los tres vertederos, excepto para la concentración en calcio, mayor para CV1 (116 frente a los 79 mg/l de CV2 y CV3), muy posiblemente debido a aportes externos procedentes de lluvia/escorrentía que percolan al interior del vaso a través de fallos en la infraestructura de drenaje/impermeabilización. Debe tenerse en cuenta que dicha impermeabilización se realizó utilizando una cubierta de arcilla compactada propensa a sufrir procesos de acarcavamiento.

Aniones

Para los tres vasos del CMA de la Costa del Sol llama la atención la concentración en cloruros detectada en CV1 (3823 mg/l), mucho más baja que la correspondiente a CV2 y CV3 (5741 mg/l y 5097 mg/l respectivamente), posiblemente debido a su antigüedad y a la posible entrada de aportes externos. CV2 presenta valores muy elevados al estar en explotación durante el periodo de muestreo, al igual que CV3. Por su parte, las concentraciones de SO_4^- muestran valores mucho más elevados que los comentados para V1L y V2L. Esto es probablemente debido a la utilización de materiales con contenido salino para las cubiertas intermedias procedentes del flysh paleógeno o de las margas eocenas, a lo que debe sumarse a la entrada de aportes externos a través de defectos en la infraestructura de impermeabilización/evacuación de pluviales. Las concentraciones en SO_4^- , NO_3^- y F^- son especialmente bajas en CV3 (91 mg/l, 2,6 mg/l y 14 mg/l respectivamente) pudiendo indicar la entrada de alguna base de procedencia no conocida (residuos especiales con carácter básico durante la explotación del vaso activo). Este vaso inició su actividad en 2008, siendo el depositario de residuos sin tratamiento previo debido a la parada técnica de las instalaciones (enero hasta julio de 2008) para la implantación de la tercera línea de tratamiento. Esto supone una entrada con un porcentaje de materia orgánica más elevado que el habitual, lo que debería ponerse de manifiesto (fase ácida) en las analíticas, sin embargo es posible que la heterogeneidad del residuo haya provocado la entrada de materiales alcalinos que provoquen los resultados comentados. A esto debe añadirse la existencia de episodios torrenciales durante 2008, como por ejemplo el ocurrido el 27 y 28 de septiembre con unas precipitaciones medidas en el Complejo de 649 mm en esos dos días. De otra parte, la escasez de material de préstamo para los sellados parciales obligó durante gran parte de 2008 y 2009 a la adquisición de material de cantera de naturaleza

fundamentalmente calcárea que puede constituir el origen de las anómalas condiciones de ausencia de acidez comentadas.

Metales

Al igual que se comentó para los vertederos del CMA Los Ruices, en el caso del CMA de la Costa del Sol también destaca el contenido en Fe (30, 16 y 13 mg/l en CV1, CV2 y CV3 respectivamente, no debe olvidarse el hecho de que el sustrato bajo CV1 está constituido por esquistos maláguides con afloramientos en las inmediaciones de metapelitas ferruginosas). También destacan las concentraciones de B (contenidos similares en los tres vertederos de 3 mg/l aproximadamente).

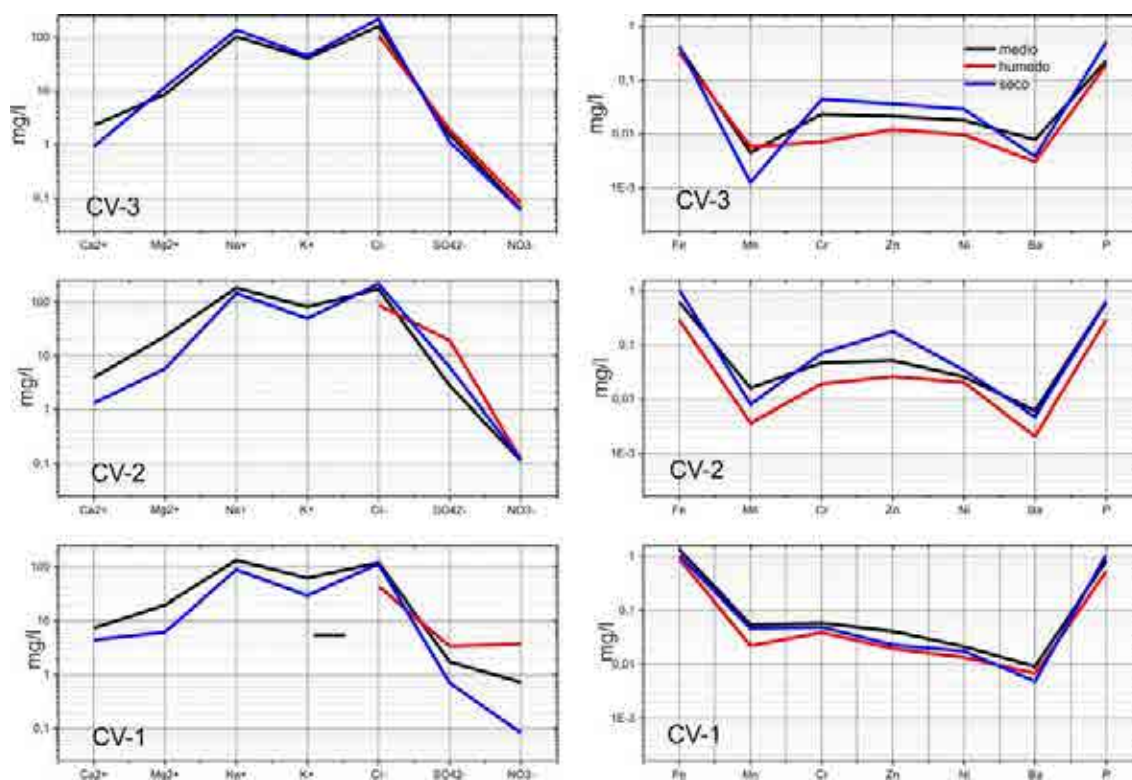


Figura 6.18 Diagramas modificados de Schoeller para los tres vertederos, destacan las elevadas concentraciones en metales, sobre todo en CV2.

El resto de metales presentan concentraciones muy cercanas a 1 mg/l. Debe de tenerse en cuenta el método de explotación mediante balas empacadas utilizando alambre para su confección que puede aportar fundamentalmente Mn, además, durante varios años se utilizó la zona sellada de CV1 para almacenamiento de restos metálicos y chatarras que probablemente constituye el origen de las concentraciones detectadas (Mn y Cr). Otras posibles fuentes pueden ser las entrada de aportes externos procedentes de Plantas de Transferencia en las que se procede a la compactación de residuos sin clasificación previa

por lo que pueden incorporar diversas fuentes de metales como componentes electrónicos y residuos metálicos. El vertedero más joven, CV3 en fase ácida lógicamente muestra las concentraciones menores en metales pesados.

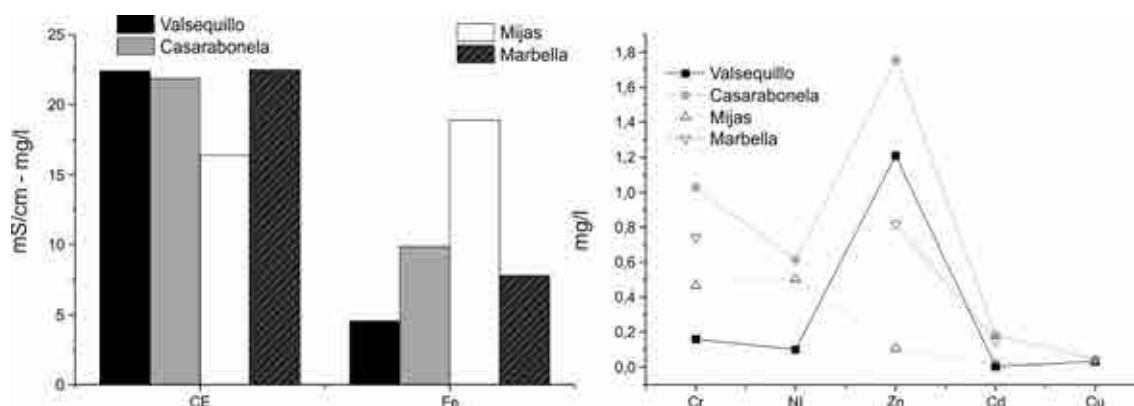


Figura 6.19 Concentración en metales en varios vertederos de la provincia de Málaga

Es de destacar la notable diferencia en lo relativo a las concentraciones de metales de V1L y V2L frente a las detectadas en el CMA de la Costa del Sol, especialmente para CV1. Estos tres vertederos se sitúan muy cercanos a las serpentinitas y peridotitas de la Sierra Bermeja, es sabido que dicho sustrato ultrabásico se caracteriza por los altos contenidos en hierro, magnesio y metales pesados por lo que cabría plantear la posible influencia de este sustrato en el quimismo de los lixiviados (al emplearse el material ultrabásico o su alteración con serpentinitas como sellados intermedios fundamentalmente).

ClarkyPiskin (1977) ponen de manifiesto la influencia del tipo de residuos y el material utilizado como cobertera sobre el quimismo de los lixiviados, así llegan a comparar los lixiviados de vertederos que han recibido sosa caustica (hidróxido de sodio), con otros en los que se utilizan residuos mineros como material de cubrición, y otros con sólo arena para los sellados; en los segundos se detectaron altas concentraciones en cromo, níquel, hierro... Contreras et al. (1988) relacionan los contenidos en metales como hierro, cobre y cromo en los lixiviados con las escorias de fundición empleadas como material de cubrición en vertederos de Asturias.



Figura 6.20. Las dos balsas de Casarabonela, una en periodo de mantenimiento y otra en explotación.

Tras recopilar información relativa a la composición de los lixiviados en varios vertederos de la provincia y especialmente en el caso del Vertedero Municipal de Mijas (emplazado sobre peridotitas que a su vez se emplearon -peridotitas fuertemente serpentinizadas- abundantemente en los sellados parciales y final) se pone de manifiesto que los lixiviados de Mijas no acusan esta circunstancia. No se detectan contenidos anómalos en hierro o metales pesados si los comparamos con los detectados en otros vertederos de la provincia (figura 6.19) como los de Marbella o Casarabonela.

De ello se desprende que las peridotitas y sus alteraciones de serpentina no llegan a influir en el quimismo de los lixiviados de Casares (aunque el Fe presenta concentraciones muy elevadas, como era de esperar), de hecho los lixiviados de Casarabonela muestran concentraciones mayores en Cr, Zn....que las detectadas en Casares o Mijas. La explicación parece estar en el hecho de que en Casarabonela se recircula intensamente, existiendo dos balsas de grandes dimensiones (15.750 m³) además de existir un eficiente sistema de evaporación forzada. El resultado es la alta concentración en metales del lixiviado (el Complejo Medio Ambiental de Valsequillo (Antequera) también cuenta con un sistema de evaporación forzada, pero mantiene una sola balsa más pequeña, además, existe una planta de separación de envases con la que no se cuenta en Casarabonela, a donde llega el residuo sin clasificar). De todo ello se desprende que no parece que el sustrato, o más bien, el material utilizado para las cubiertas o sellados intermedios, influyan sobre la concentración en metales del lixiviado generado. La génesis más probable para explicar las altas concentraciones en metales pesados parece ser la existencia de acopios de chatarra y residuos metálicos durante varios años sobre el sellado de CV1.

5. 2. Diferenciación de lixiviados en función de la pluviometría

La variabilidad de la composición química del lixiviado, como se ha expuesto en el apartado anterior, está definida por muchos factores. Entre éstos destaca el clima de cada

región, sobre todo en las regiones mediterráneas donde la aportación más importante y, a veces, única de agua al residuo proviene de la precipitación (Vadillo 2003). Se ha intentado establecer tipos de lixiviados relacionados con el factor pluviométrico (Figura 6.21) para los tres vertederos ubicados en Casares.

Resulta difícil realizar una diferenciación similar a la realizada en Málaga especialmente en CV2 para el cual se detecta una época húmeda poco definida, con valores elevados de la CE para el primer trimestre del año 2011 (la separación entre periodos se realizó en base a la conductividad, el contenido en cloruros y las fechas de la toma de muestras). El periodo seco se pone de relieve con muestras correspondientes a septiembre de 2009 y julio de 2010. La delimitación entre periodos es más difusa que en el caso del CMA de Málaga. CV2 presenta un periodo medio comparativamente más extenso debido fundamentalmente a tratarse del vaso receptor de la recirculación de lixiviados procedentes del Complejo Medio Ambiental. Esa recirculación hace que las tres zonas sean muy parecidas en los tres vasos.

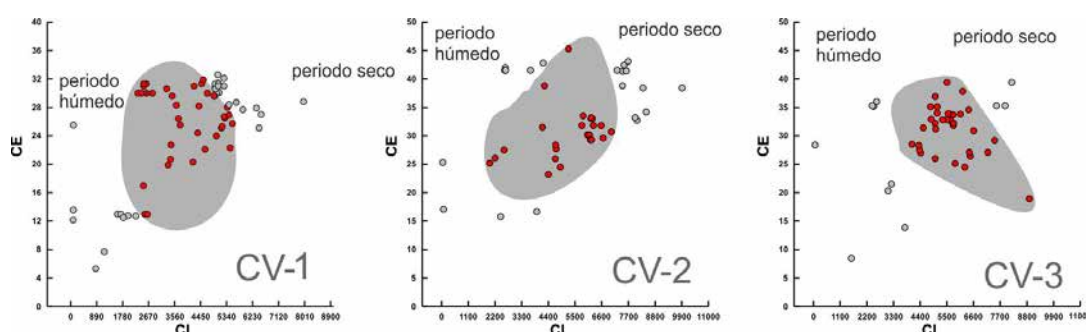


Figura 6.21. Diferenciación de grupos de muestras de lixiviado según su relación entre conductividad eléctrica y el contenido en cloruros para el CMA de la Costa del Sol CV2. La zona central sombreada se corresponde con el periodo medio.

En base a las diferenciaciones temporales expuestas y de forma similar a la ya expuesta para los vertederos de Málaga, se procedió a calcular el orden de concentración de los diferentes iones (considerando valores correspondientes a la etapa considerada como más representativa entre el periodo seco y el húmedo), según la frecuencia de la relación entre los parámetros (sin entrar en cuantificar órdenes de magnitud, Tabla 6.6).

Con independencia del vertedero y periodo considerado los cloruros son los aniones más abundantes al ser los más solubles, para los cationes el orden es siempre el mismo (Na^+ , K^+ , Mg^{2+} y Ca^{2+}) siendo el Mg^{2+} y el Ca^{2+} por ese orden, los cationes menos abundantes para cualquier tipo de lixiviado (los más disponibles en el medio y con mayor capacidad de intercambio). Tras el cloruro, CV1 presenta como segundo catión el nitrito para los tres periodos, siendo reemplazado por sulfatos para CV2 en periodo seco y húmedo (y para CV3

en periodo medio). A continuación aparecen los nitratos en CV1 y los sulfatos en CV3 (salvo para el periodo medio). Debe de tenerse en cuenta que la representatividad de las concentraciones promedio en los periodos seco y húmedo son bajas debido al número de muestras que quedan dentro de esos intervalos de tiempo. En cualquier caso, la superposición de residuos de diferentes edades y de diferentes procesos (disolución por precipitación o por aportes externos, sorción, procesos redox...) a lo que se una la intensa recirculación de lixiviado producido en los tres vasos, y la existencia de aportes de materiales o entradas externas en los vertederos, producen resultados poco claros.

	periodo seco	Cl ⁻	NO ₂ ⁻	F ⁻	SO ₄ ²⁻	Br ⁻	NO ₃ ⁻		Fe	P	Cr	Ni	Zn	Ba	Mn	
CV1	periodo medio	Cl ⁻	NO ₂ ⁻	NO ₃ ⁻	SO ₄ ²⁻	Br ⁻	F ⁻		Fe	P	B	Mn	Cr	Zn	Ni	Ba
	periodo húmedo	Cl ⁻	NO ₂ ⁻	NO ₃ ⁻	SO ₄ ²⁻	Br ⁻	F ⁻		Fe	P	Cr	Ni	Zn	Ba	Mn	
	periodo seco	Cl ⁻	SO ₄ ²⁻	NO ₃ ⁻	Br ⁻	F ⁻	NO ₂ ⁻		Fe	P	Zn	Cr	Ni	Ba	Mn	
CV2	periodo medio	Cl ⁻	NO ₂ ⁻	SO ₄ ²⁻	F ⁻	Br ⁻	NO ₃ ⁻		B	Fe	P	Mn	Cr	Zn	Ni	Ba
	periodo húmedo	Cl ⁻	SO ₄ ²⁻	NO ₂ ⁻	F ⁻	Br ⁻	NO ₃ ⁻		Fe	P	Zn	Ni	Cr	Ba	Mn	
	periodo seco	Cl ⁻	NO ₂ ⁻	SO ₄ ²⁻	Br ⁻	NO ₃ ⁻			P	Fe	Cr	Zn	Ni	Ba	Mn	
CV3	periodo medio	Cl ⁻	SO ₄ ²⁻	NO ₂ ⁻	F ⁻	Br ⁻	NO ₃ ⁻	PO ₄ ³⁻	Fe	P	B	Mn	Cr	Zn	Ni	Ba
	periodo húmedo	Cl ⁻	NO ₂ ⁻	SO ₄ ²⁻	Br ⁻	NO ₃ ⁻			Fe	P	Zn	Ni	Cr	Mn	Ba	

Tabla 6.6. Concentraciones de iones en orden decreciente para los tipos de lixiviados generados en los cinco vertederos estudiados. Todas las concentraciones en meq/l.

Los metales presentan pocas alteraciones del orden de concentración. El Fe es siempre el metal más abundante, duplicando o triplicando la concentración del segundo metal en importancia (P o B salvo para CV2 periodo medio y CV3 periodo seco). El Mn es el siguiente en orden de concentración para los periodos medios de los tres vertederos, y el Cr o Zn para los otros periodos para los que el Mn o Ba queda en los últimos lugares.

5. 3. Análisis Estadístico Multivariante

Análisis Clúster

Al igual que para los dos vertederos del CMA Los Ruices, se realizó una aglomeración de tipo jerárquica a partir de los datos normalizados (con media cero y varianza unidad) usando como medida de similitud (proximidad) la distancia euclídea (Massart y Kaufman, 1983). Como mecanismo de aglomeración se optó por utilizar la metodología propuesta por Ward (Willett, 1987). Los dendrogramas correspondientes se representan en la figura 6.22 mostrando aquellas variables que se encuentran correlacionadas (ver matriz de correlación de la tabla 6.7).

Los dendrogramas obtenidos siguiendo la misma metodología para los tres vasos de vertido del CMA de la Costa del Sol muestran un menor grado de agrupamiento, existen más

subgrupos distribuidos a menores distancias que en los vasos V1L y V2L comentados en el Capítulo IV (distancias finales de 27/28 frente a 18, 16 y 22 para CV1, CV2 y CV3 respectivamente). Para CV1 se detectan dos grupos, el primero integrado por los aniones principales (excluido el Cl⁻), los alcalinotérreos y dos metales principales (Fe y Zn). El segundo grupo se subdivide a su vez en dos, el primero que agrupa el Cl⁻ y el Na⁺, y el segundo que agrupa el resto de metales, pH y temperatura. La mineralización en este caso queda mucho más repartida entre los tres grupos. Para CV2 la situación que muestra el dendrograma es similar pero el grupo del cloruro y Na⁺ incorpora casi todos los metales. El grupo principal se subdivide en dos subgrupos, el primero incorpora la CE y los aniones, y el segundo pH, temperatura, calcio y magnesio, la mineralización en este caso puede asignarse al primer agrupamiento comentado. La dispersión se debe a la recirculación de lixiviados.

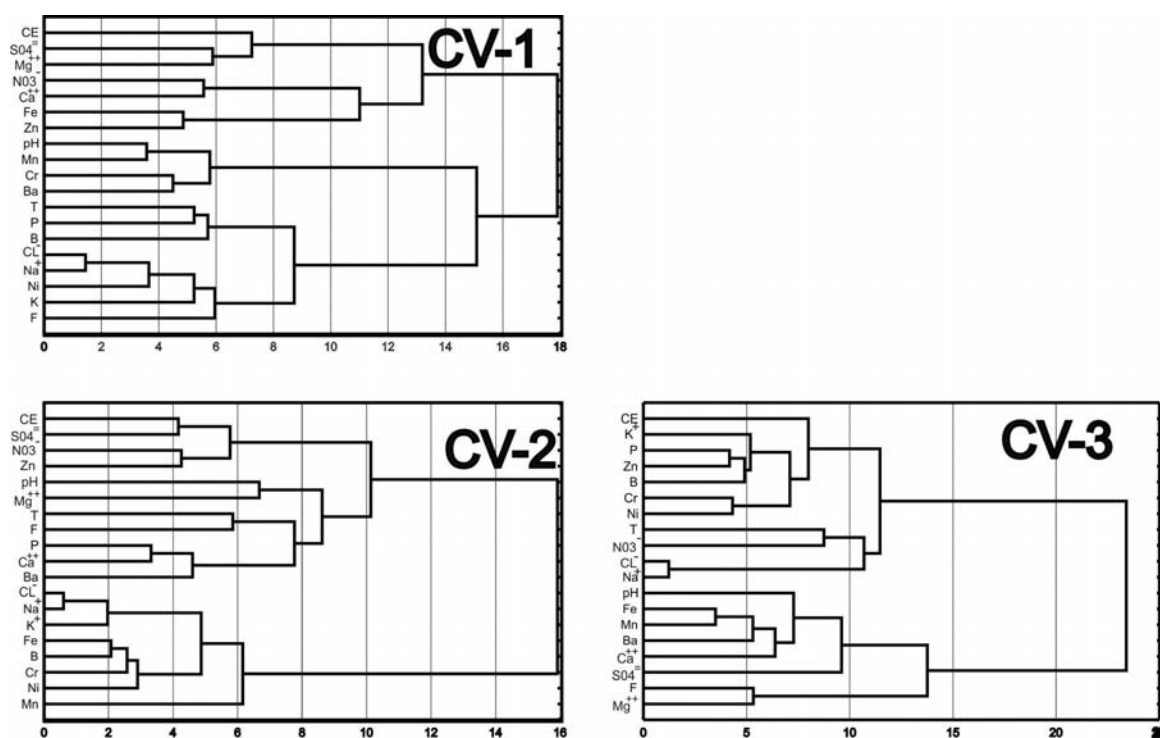


Figura 6.22. Dendrogramas correspondientes a las analíticas de los valores medios efectuadas para los tres vertederos del Complejo Medio Ambiental de la Costa del Sol.

CV3 presenta un aspecto más parecido a V1L con dos grupos diferenciados (distancias próximas a 11 similares a las que muestra V1L), el primero de los cuales incorpora CE metales salvo el hierro, nitratos y cloruros. El segundo los sulfatos alcalinotérreos y hierro. Se trata del vaso que recibió menos recirculación y, muy probablemente, más entradas de aportes externos al encontrarse en explotación durante el periodo de muestreo.

Análisis multivariante

El análisis multivariante se ha utilizado para reconocer las asociaciones entre variables y muestras, y caracterizar el quimismo del lixiviado. La base de datos original consta de 28, 24 y 30 muestras para CV1, CV2 y CV3 respectivamente, seleccionándose 21 variables. Las secuencias fueron corregidas eliminando los valores extremos (adoptando como criterio general los que superan en más de dos veces la desviación estándar,) corrigiendo errores materiales, e interpolando en base a relaciones conocidas (por ejemplo, los cloruros en base a la correlación positiva $Cl^- - Na^{2+}$) o mediante el uso de funciones de interpolación ajustadas a cada serie (funciones exponenciales o polinomiales, en algunos casos). Como en el caso de Málaga, las muestras se normalizaron (media cero y varianza unitaria). Los primeros resultados del análisis factorial aconsejaron restringir las muestras a aquellas representativas del año medio en periodo medio (ni seco ni húmedo).

Matriz de correlación

En la tabla 6.7 se muestran las matrices de correlación para las muestras del lixiviado de los vertederos del CMA de la Costa del Sol (CV1 y CV2). Con el número de muestras considerado y el nivel de confianza estadístico de $p > 0,05$, el coeficiente de correlación a partir del cual la relación se ha considerado significativa es de 0,50.

Para CV1 se repite a grandes rasgos lo comentado para V1L y V2L en el capítulo anterior aunque aparecen fosfatos, nitratos y Br^- . La correlación Na^+ / Cl^- es menor ($R= 0,96$ frente al $R= 0,99$ para el resto de vertederos) Se detectaron muy pocas correlaciones negativas en los vasos de Casares.

CV1/CV2	CE	pH	T	Cl	SO ₄ ²⁻	NO ₃ ⁻	F	Na ⁺	K ⁺	Fe	P	B	Ca ²⁺	Mg ²⁺	Mn	Cr	Zn	Ni	Ba	NO ₂ ⁼	Br ⁻	PO ₄ ³⁻
CE	1,00	0,06	0,24	0,11	0,59	0,11	0,24	0,12	0,01	0,34	-0,48	0,27	-0,44	-0,42	-0,10	0,29	0,34	0,20	-0,25	-0,20	0,11	0,30
pH	-0,03	1,00	-0,43	0,22	0,10	0,01	0,14	0,27	0,18	0,23	-0,38	0,18	-0,19	0,19	0,28	0,22	-0,12	0,23	-0,11	0,21	0,05	-0,01
T	-0,02	0,02	1,00	0,25	-0,08	0,05	0,22	0,24	0,38	0,07	0,36	0,26	-0,20	-0,50	-0,07	0,20	0,21	0,12	0,05	-0,24	-0,01	-0,15
Cl	0,00	0,17	0,54	1,00	0,24	0,40	0,47	0,99	0,93	0,77	0,11	0,86	-0,38	0,01	0,63	0,87	0,29	0,86	0,01	0,24	0,27	-0,41
SO ₄ ²⁻	0,37	-0,06	-0,38	-0,44	1,00	0,33	0,10	0,23	0,04	0,59	-0,57	0,46	-0,35	-0,16	0,21	0,40	0,54	0,40	-0,28	0,03	0,42	0,47
NO ₃ ⁻	-0,44	-0,05	-0,20	-0,37	-0,05	1,00	-0,07	0,37	0,42	0,56	0,04	0,51	-0,10	-0,04	0,61	0,36	0,55	0,44	0,07	0,31	0,61	-0,14
F	0,00	-0,22	0,35	0,73	-0,46	-0,23	1,00	0,47	0,40	0,13	-0,11	0,31	-0,22	0,15	0,28	0,27	-0,20	0,25	-0,29	-0,21	-0,45	-0,20
Na ⁺	0,00	0,19	0,61	0,96	-0,47	-0,37	0,68	1,00	0,94	0,78	0,10	0,86	-0,38	0,00	0,66	0,86	0,27	0,85	-0,01	0,28	0,27	-0,44
K ⁺	-0,13	0,29	0,50	0,68	-0,30	-0,18	0,33	0,77	1,00	0,68	0,28	0,82	-0,40	-0,07	0,66	0,79	0,22	0,73	0,03	0,37	0,29	-0,51
Fe	-0,05	0,20	0,38	0,43	-0,27	-0,09	0,11	0,35	0,28	1,00	-0,10	0,91	-0,37	-0,14	0,60	0,86	0,62	0,83	0,01	0,43	0,65	-0,23
P	-0,34	0,01	0,55	0,44	-0,58	-0,14	0,43	0,49	0,27	0,14	1,00	0,09	0,39	0,10	-0,01	0,00	0,15	0,15	0,47	0,08	0,19	-0,63
B	-0,26	0,01	0,50	0,51	-0,61	-0,23	0,41	0,52	0,29	0,56	0,50	1,00	-0,47	-0,10	0,55	0,87	0,63	0,86	0,02	0,27	0,54	-0,41
Ca ²⁺	-0,29	-0,13	-0,13	-0,14	-0,38	0,54	0,09	-0,11	-0,15	0,12	0,36	0,14	1,00	0,39	-0,06	-0,50	-0,14	-0,22	0,46	-0,12	-0,10	-0,08
Mg ²⁺	0,15	-0,22	-0,27	-0,06	0,46	-0,26	0,07	-0,09	-0,20	-0,16	-0,05	0,01	0,06	1,00	0,19	-0,31	-0,13	0,12	-0,21	-0,04	-0,15	-0,06
Mn	-0,14	0,79	0,07	0,21	-0,24	-0,04	-0,08	0,18	0,23	0,29	0,27	0,00	0,06	-0,39	1,00	0,47	0,03	0,46	-0,11	0,64	0,28	-0,16
Cr	-0,13	0,66	0,41	0,65	-0,34	-0,19	0,25	0,63	0,58	0,35	0,36	0,29	-0,24	-0,42	0,73	1,00	0,44	0,80	0,19	0,34	0,48	-0,32
Zn	-0,05	-0,19	0,15	0,31	-0,18	-0,02	0,11	0,25	0,10	0,67	-0,02	0,41	0,19	0,13	-0,19	-0,18	1,00	0,59	0,20	-0,04	0,77	-0,13
Ni	-0,08	0,22	0,34	0,85	-0,22	-0,36	0,62	0,80	0,53	0,41	0,37	0,53	-0,06	0,33	0,19	0,55	0,31	1,00	0,11	0,16	0,52	-0,33
Ba	-0,10	0,50	0,27	0,36	-0,14	-0,01	0,06	0,37	0,34	0,22	0,18	0,08	-0,09	-0,34	0,59	0,70	-0,14	0,31	1,00	-0,01	0,32	-0,40
NO ₂ ⁼	-0,16	0,40	-0,03	0,13	-0,13	0,04	-0,03	0,08	-0,04	0,11	0,09	-0,01	0,00	-0,18	0,42	0,41	-0,11	0,11	0,22	1,00	0,49	-0,10
Br ⁻	-0,23	0,62	0,09	0,53	-0,22	-0,15	0,19	0,43	0,46	0,29	0,15	0,15	-0,19	-0,22	0,63	0,79	-0,10	0,48	0,41	0,55	1,00	-0,11
PO ₄ ³⁻	-0,19	0,36	-0,14	0,16	-0,14	-0,04	0,07	0,00	-0,16	0,10	0,04	0,04	-0,04	-0,08	0,43	0,38	-0,10	0,15	0,14	0,80	0,70	1,00

Tabla 6.7. Matrices de correlación para las variables del lixiviado durante el periodo medio (CV1 y CV2). Se han enmarcado los coeficientes de correlación significativos para $p > 0,05$ ($R > 0,50$).

Para CV2 el número de correlaciones es mucho mayor y los coeficientes son más elevados (por ejemplo K/Na^+ es de $R= 0,94$ en CV2 y de $R= 0,77$ en CV1, o K/ Cl^- muestra $R= 0,93$ en CV2 y de $R= 0,68$ en CV1) lo que pone de relieve el proceso de reconcentración de iones como consecuencia de la recirculación de lixiviados. Las pocas correlaciones negativas incluyen fosfatos, Ca^{2+} y K^+ .

Entre las correlaciones positivas de mayor índice de correlación para CV3 se incluyen metales como Mn, Fe y Ni. En general los coeficientes son sensiblemente inferiores a los encontrados en CV2 y CV1 probablemente como consecuencia de la dilución producida por la entrada de agua de lluvia al tratarse de un vertedero en explotación con un frente activo durante el periodo de muestreo.

Para CV1 son de destacar las asociaciones de Cr - Mn ($R= 0,73$) y Cr- Ba ($R= 0,70$) y Zn-Fe ($R= 0,67$), en CV2 el Cr se asocia con Fe ($R= 0,86$) y Ni ($R= 0,80$). Llama la atención la Ni-Fe ($R= 0,83$) que se convierte en Mn-Fe ($R= 0,83$) en CV3 repitiéndose las correlaciones altas Cr-Ni ($R= 0,74$).

Análisis de componentes principales

La tabla 6.8 presentan las cargas de las variables originales en los nuevos componentes generados por el ACP para CV1, CV2 y CV3, y el valor de cada componente principal.

Sólo los cinco primeros factores han presentado valores propios superiores a la unidad (para los tres vertederos del Complejo) por lo que son los únicos que concentran más de una variable original. En síntesis, con 5 factores es posible explicar la información de 15-16 variables (CV1, CV2 y CV3) de la matriz original, no obstante sólo se reflejan aquellos factores que aportan más información (tabla 6.9).

Al igual que para los vertederos del CMA Los Ruices, el porcentaje de la varianza explicada con estos factores es bastante alto (77, 83 y 74 %, para CV1, CV2 y CV3 respectivamente), lo que indica que no se ha producido pérdida importante de información mediante el tratamiento. Para los fines de esta investigación se han considerado sólo los dos primeros CP, que explican el 50 (CV1) y 55 (CV2) y 45 (CV3) % de la varianza total.

Correlaciones CV1			Correlaciones CV1			Correlaciones CV2			Correlaciones CV2			Correlaciones CV3			Correlaciones CV3		
		R			R			R			R			R			R
Na ⁺	Cl ⁻	0,96	Na ⁺	T	0,61	Na ⁺	Cl ⁻	0,99	Br ⁻	Fe	0,65	Na ⁺	Cl ⁻	0,98	B	K	0,65
Ni	Cl ⁻	0,85	Ba	Mn	0,59	K	Na ⁺	0,94	NO ²⁼	Mn	0,64	Mn	Fe	0,83	Cr	P	0,64
Ni	Na ⁺	0,80	Cr	K ⁺	0,58	K	Cl ⁻	0,93	Mn	Cl ⁻	0,63	Ni	Na ⁺	0,75	Zn	Cr	0,64
PO ₄ ²⁻	NO ³⁻	0,80	B	Fe	0,56	B	Fe	0,91	Zn	B	0,63	Ni	Cl ⁻	0,75	B	CE	0,63
Br ⁻	Cr	0,79	P	T	0,55	Cr	B	0,87	Zn	Fe	0,62	Zn	P	0,75	Mn	Ca	0,62
Mn	pH	0,79	Br ⁻	NO ²⁼	0,55	Cr	Cl ⁻	0,87	Mn	NO ³⁻	0,61	Ni	Cr	0,74	Mg ²⁺	F	0,61
K ⁺	Na ⁺	0,77	Ni	Cr	0,55	B	Na ⁺	0,86	Br ⁻	NO ³⁻	0,61	K	Na ⁺	0,74	Ni	K	0,61
Cr	Mn	0,73	Ca ²⁺	NO ³⁻	0,54	Ni	Cl ⁻	0,86	Mn	Fe	0,60	Cr	B	0,72	Fe	pH	0,58
F	Cl ⁻	0,73	Cl ⁻	T	0,54	B	Cl ⁻	0,86	Fe	SO ₄ ²⁻	0,59	K	Cl ⁻	0,71	Cr	Na	0,56
Br ⁻	PO ₄ ²⁻	0,70	Br ⁻	Cl ⁻	0,53	Cr	Na ⁺	0,86	SO ₄ ²⁻	CE	0,59	Zn	B	0,71	Ni	B	0,56
Ba	Cr	0,70	Ni	B	0,53	Cr	Fe	0,86	Ni	Zn	0,59	Ba	Mn	0,71	Cr	Cl ⁻	0,56
K ⁺	Cl ⁻	0,68	Ni	K ⁺	0,53	Ni	B	0,86	Fe	NO ³⁻	0,56	Cr	K	0,68	Ba	Ca ²⁺	0,53
Na ⁺	F	0,68	B	Na ⁺	0,52	Ni	Na ⁺	0,85	Zn	NO ³⁻	0,55	P	K	0,67	Ca ²⁺	Fe	0,52
Zn	Fe	0,67	B	Cl ⁻	0,51	Ni	Fe	0,83	Mn	B	0,55	B	P	0,66	Ca ²⁺	F	0,50
Cr	pH	0,66	Ba	pH	0,50	B	K	0,82	Zn	SO ₄ ²⁻	0,54	Zn	K	0,65	K ⁺	SO ₄ ²⁻	-0,51
Cr	Cl ⁻	0,65	K ⁺	T	0,50	Ni	Cr	0,80	Br ⁻	B	0,54	Ba	Fe	0,65			
Br ⁻	Mn	0,63	B	T	0,50	Cr	K	0,79	Br ⁻	Ni	0,52						
Cr	Na ⁺	0,63	P	SO ₄ ²⁻	-0,58	Fe	Na ⁺	0,78	B	NO ³⁻	0,51						
Br ⁻	pH	0,62	B	SO ₄ ²⁻	-0,61	Br ⁻	Zn	0,77	Cr	Ca	-0,50						
Ni	F	0,62				Fe	Cl ⁻	0,77	Mg	T	-0,50						
						Ni	K	0,73	PO ₄ ²⁻	K ⁺	-0,51						
						Fe	K	0,68	P	SO ₄ ²⁻	-0,57						
						Mn	Na ⁺	0,66	PO ₄ ²⁻	P	-0,63						
						Mn	K	0,66									

Tabla 6.8. Coeficientes de correlación correspondientes a CV1, CV2 y CV3 superiores a 0,50. Los coeficientes positivos y negativos están ordenados de forma creciente dentro de cada grupo.

Siguiendo el razonamiento expuesto en el capítulo anterior, como las variables hidroquímicas que explican la mineralización del lixiviado están retenidas en el primer componente del ACP, y la atenuación de los metales pesados está vinculada al segundo factor, la representación de las muestras estadísticas en el plano 1-2 (Figura 6.23) las discriminará según su grado de mineralización y su contenido en metales pesados.

En la figura 6.23b, no se observan agrupaciones claras de las muestras, lo que da idea de la variabilidad hidroquímica en la composición del lixiviado. Sin embargo, un estudio más detallado de la figura 6.23b, d y f permite reconocer un patrón de evolución temporal del lixiviado.

Para CV1 el factor 1 en su parte positiva parece corresponderse con la mineralización del lixiviado (nitratos, sulfatos conductividad), la mineralización “de base” se detecta en la parte positiva de este factor (y en la negativa del factor 2). Los metales quedan distribuidos en la parte negativa. Analizando la evolución temporal se distinguen cuatro etapas a grandes rasgos, la primera (de abril a agosto de 2009) con concentraciones elevadas en Cr y Mn, la segunda (de septiembre a diciembre de 2009) con predominio de la disolución (Ca^{2+} , CE), una tercera etapa (de enero a junio de 2010) de transición hasta la cuarta etapa (junio a septiembre de 2010), con fuertes mineralizaciones y predominio de los metales. Debe señalarse que la segunda etapa coincide con los eventos pluviométricos más intensos y que el vaso en cuestión recibió poca recirculación de lixiviados.

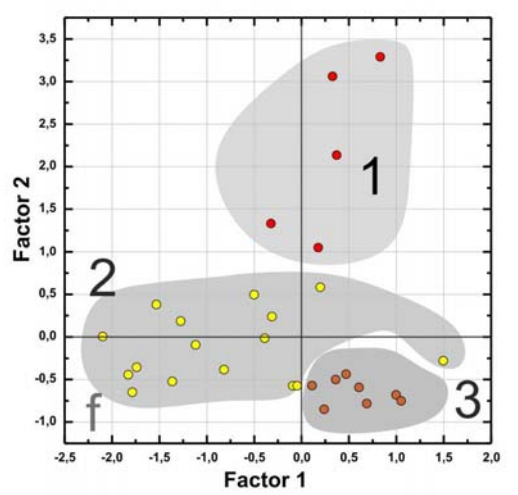
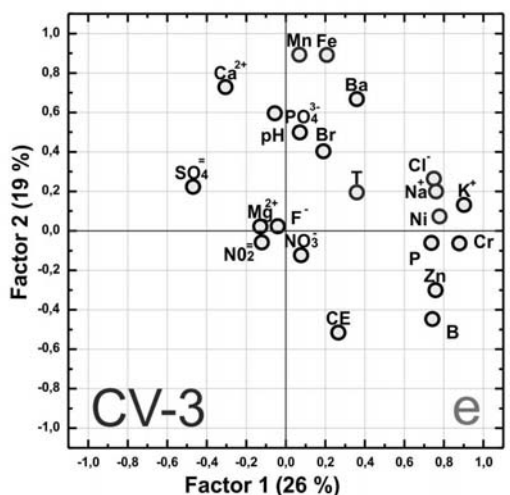
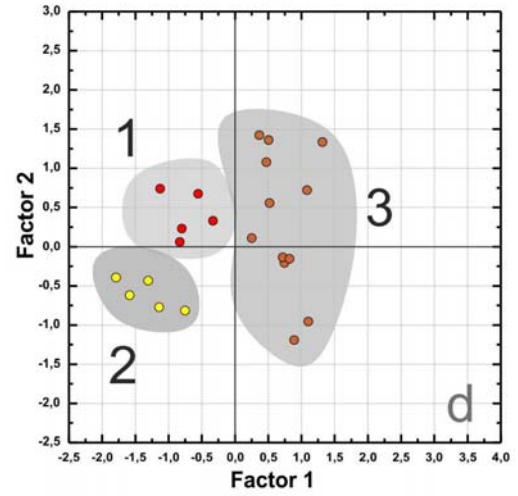
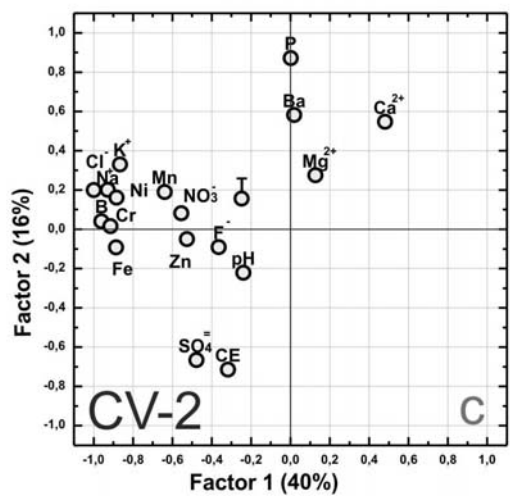
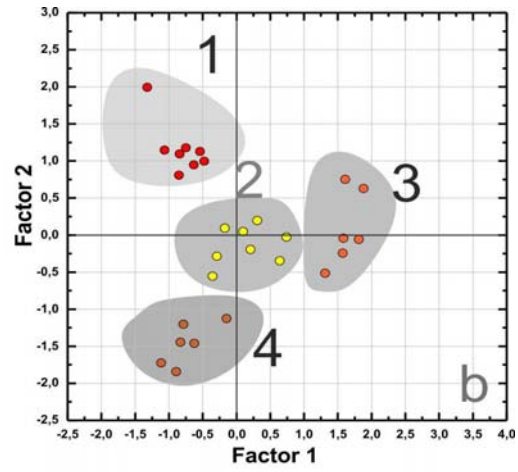
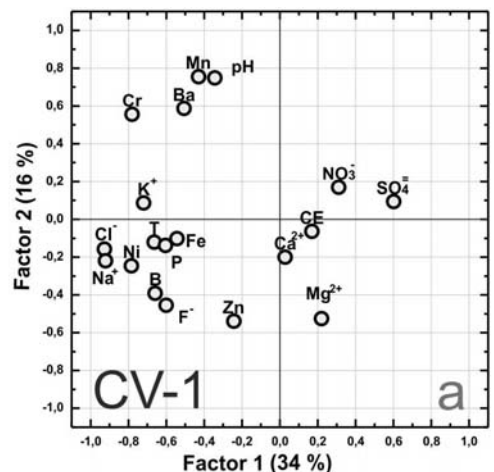


Figura 6.23. Representación de variables (a, c y e) y valores (b, d y f) para los factores 1 y 2 para los vertederos CV1, CV2 y CV3 (el factor 2 está desplazado para incluir muestras con metales) del CMA de La Costa del Sol. Los números de la parte derecha indican la evolución temporal.

CV1	CP1	CP2	CP3	CP4	CV2	CP1	CP2	CP3	CV3	CP1	CP2	CP3
CE	0,169	-0,063	0,664	0,091	CE	-0,318	-0,714	0,330	CE	0,266	-0,515	0,100
pH	-0,344	0,749	0,097	0,250	pH	-0,239	-0,220	-0,611	pH	-0,055	0,596	0,240
T	-0,664	-0,121	-0,015	-0,122	T	-0,249	0,156	0,618	T	0,359	0,195	0,328
Cl ⁻	-0,912	-0,188	0,219	-0,037	Cl ⁻	-0,929	0,201	-0,158	Cl ⁻	0,749	0,264	-0,414
SO ₄ ²⁻	0,601	0,095	0,576	0,185	SO ₄ ²⁻	-0,478	-0,665	0,117	SO ₄ ²⁻	-0,469	0,223	0,280
NO ³⁻	0,310	0,170	-0,703	0,044	NO ³⁻	-0,556	0,082	0,109	NO ³⁻	0,077	-0,123	-0,306
F	-0,601	-0,454	0,057	-0,391	F	-0,366	-0,090	-0,360	F	-0,041	0,023	-0,663
Na ⁺	-0,916	-0,168	0,195	-0,118	Na ⁺	-0,929	0,190	-0,191	Na ⁺	0,759	0,200	-0,429
K ⁺	-0,720	0,088	0,142	-0,059	K ⁺	-0,867	0,330	-0,095	K ⁺	0,901	0,131	-0,157
Fe	-0,544	-0,102	-0,146	0,737	Fe	-0,919	-0,092	0,049	Fe	0,207	0,891	0,118
P	-0,604	-0,138	-0,370	-0,392	P	0,002	0,872	0,291	P	0,736	-0,061	0,378
B	-0,660	-0,391	-0,237	0,162	B	-0,961	0,041	0,078	B	0,765	-0,471	-0,065
Ca ²⁺	0,027	-0,200	-0,767	0,036	Ca ²⁺	0,481	0,548	-0,066	Ca ²⁺	-0,306	0,729	-0,312
Mg ²⁺	0,220	-0,525	0,364	0,073	Mg ²⁺	0,127	0,275	-0,694	Mg ²⁺	-0,129	0,022	-0,895
Mn	-0,430	0,755	-0,120	0,145	Mn	-0,639	0,190	-0,445	Mn	0,069	0,892	0,160
Cr	-0,781	0,556	0,106	-0,036	Cr	-0,916	0,016	0,106	Cr	0,878	-0,063	0,243
Zn	-0,244	-0,539	-0,146	0,707	Zn	-0,526	-0,049	0,537	Zn	0,757	-0,300	0,237
Ni	-0,785	-0,245	0,267	0,093	Ni	-0,884	0,162	-0,021	Ni	0,777	0,073	-0,202
Ba	-0,506	0,588	0,029	0,042	Ba	0,018	0,582	0,392	Ba	0,359	0,668	0,177
Val. Propio	6,47	2,97	2,44	1,56	Val. Propio	7,69	2,77	2,32	Val. Propio	5,80	4,16	2,56
% Var.	34,05	15,62	12,84	8,19	% Var.	40,47	14,60	12,21	% Var.	26,36	18,91	11,63

Tabla 6.9. Cargas de las variables para cada componente (CP) con varianza mayor de uno para los vertederos del CMA De La Costa del Sol (CV1, CV2 y CV3). Se ha incluido el valor propio de cada componente (Val. propio) y el tanto por ciento de información (% Var.) de cada componente. Se han marcado en negrita las cargas con mayor peso sobre cada componente (> 0'600).

CV2 si fue objeto de una intensa recirculación durante todo el periodo de muestreo, La mineralización de base se detecta en la parte positiva del factor 1, y los metales en la negativa del factor 2. Se detectan a grandes rasgos tres etapas, la primera (de abril a agosto de 2009) donde se detectan fuertes reconcentraciones en metales (predominio de la recirculación y bajada de las precipitaciones), una segunda (septiembre a enero de 2010) con recarga y aumento de sulfatos y conductividades, y una tercera (desde febrero hasta noviembre de 2010) donde se tiende a alcanzar condiciones más cercanas a las del lixiviado promedio (Ca^{2+} y Mg^{2+}).

CV3 es el vertedero más joven, en explotación y recibiendo recirculación durante gran parte del año 2010. La parte positiva del factor 1 muestra unas condiciones iniciales de alta concentración en metales con predominio de sulfatos y nitritos en la parte negativa de este factor 1. Se diferencia una primera etapa de marzo a julio de 2009 (Cl, Na...) que evoluciona hasta una segunda etapa amplia (de agosto de 2009 a abril de 2010) que incluye el estiaje, la posterior recarga debida a la precipitación y parte de la recirculación de 2010, hasta una tercera etapa (de mayo a noviembre de 2010) con fuertes disoluciones hasta llegar a unas condiciones cercanas a las consideradas como promedio.

5. 4. Evoluciones temporales

En la figura 6.24 se presentan las variaciones en la composición química de los parámetros analizados, la precipitación diaria y la recirculación mensual para el periodo desde mayo de 2009 hasta junio de 2010. En total se han representado 12 de los 19 parámetros de la tabla 6.5 que corresponden a los parámetros físico-químicos medidos en el campo (CE, T y pH), y a los parámetros analizados en laboratorio (Ca^{2+} , Mg^{2+} , Na^+ , K^+ , Cl-, SO_4^{2-} , NO_3^- , Fe, Al, Zn, Cr, Co, Mn, Cd). A esto se añaden los caudales de lixiviado medidos, la precipitación y el caudal de recirculación.

Evolución general

Como ya se comentó para V1L y V2L, existe una clara variación temporal de gran parte de los parámetros, relacionada con la distribución de lluvia en el área de estudio. Los eventos pluviométricos hacen descender las concentraciones de la mayor parte de los parámetros hidroquímicos considerados tras los periodos secos. Durante el estiaje las concentraciones aumentan debido a la reducción de la infiltración y la reconcentración del lixiviado en el seno del vertedero. En la mayoría de los gráficos se utilizan medias móviles (considerando un intervalo de 6 datos, es decir, mes y medio de muestreo para el suavizado de las series) que permiten visualizar con mayor claridad que los datos iniciales –con ascensos y descensos frecuentemente acusados- el comportamiento de la serie.

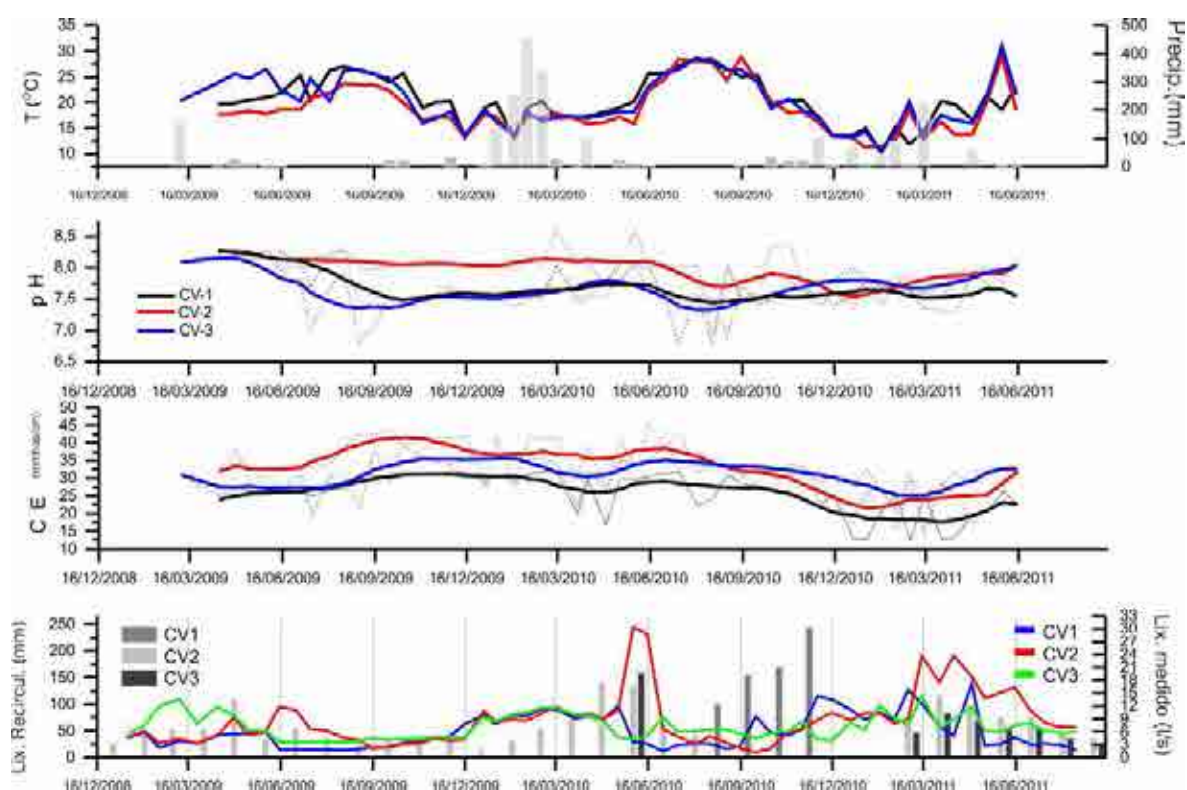


Figura 6.24. Evolución temporal de 3 parámetros físico-químicos analizados en el lixiviado de los vertederos del CMA de la Costa del Sol (Málaga) durante el periodo de investigación. Se añade la Precipitación (suma semanal en mm), y en el gráfico de más abajo la recirculación mensual (en mm) y el lixiviado medido (en l/s).

Las tendencias apuntadas para CE y T para el CMA de Málaga pueden detectarse en CV1, mientras que para CV2 la conductividad presenta descensos más atenuados posiblemente por el efecto acumulado de la recirculación y las posibles entradas externas. Para CV3 los descensos de la CE son mucho menos acusados al tratarse del vaso más joven en explotación. La conductividad es, a lo largo del periodo de muestreo, mayor para CV2 salvo en el periodo sin recirculaciones de final de 2010/inicio de 2011. Las temperaturas si muestran descensos acusados en los tres casos siendo más importantes en CV3 (hasta 9°C para el vertedero activo). Las evoluciones son casi coincidentes (no ha sido necesario utilizar medias móviles para mejorar la visualización del gráfico), aunque la temperatura media más baja corresponde al vaso que recibe más aportes por recirculación (CV2). Llama la atención los valores del pH para CV3, con picos sostenidos al inicio del periodo de muestreo que pueden deberse al efecto de lavado del material calcáreo usado durante el periodo inmediatamente anterior (2008) para los sellados intermedios y/o la cubrición diaria.

Los cloruros (figura 6.25) muestran el comportamiento estacional ya comentado para V1L/V2L, siendo su valor más bajo para CV1 que para los otros dos vasos de vertido a

lo largo de todo el periodo estudiado. Por su parte sulfatos y nitratos presentan un comportamiento decreciente en los tres vasos aumentando su concentración tras los eventos pluviométricos debido a la disolución. Se observan fuertes descensos menos acusados para CV1 al tratarse de un vertedero clausurado que parece haber recibido menos sellados intermedios con materiales ricos en yesos (aunque el valor medio del contenido en sulfatos es similar al de CV3). Los nitratos muestran fuertes oscilaciones en los tres vertederos señalando las etapas de disolución (lluvias) y de reconcentración (estiaje).

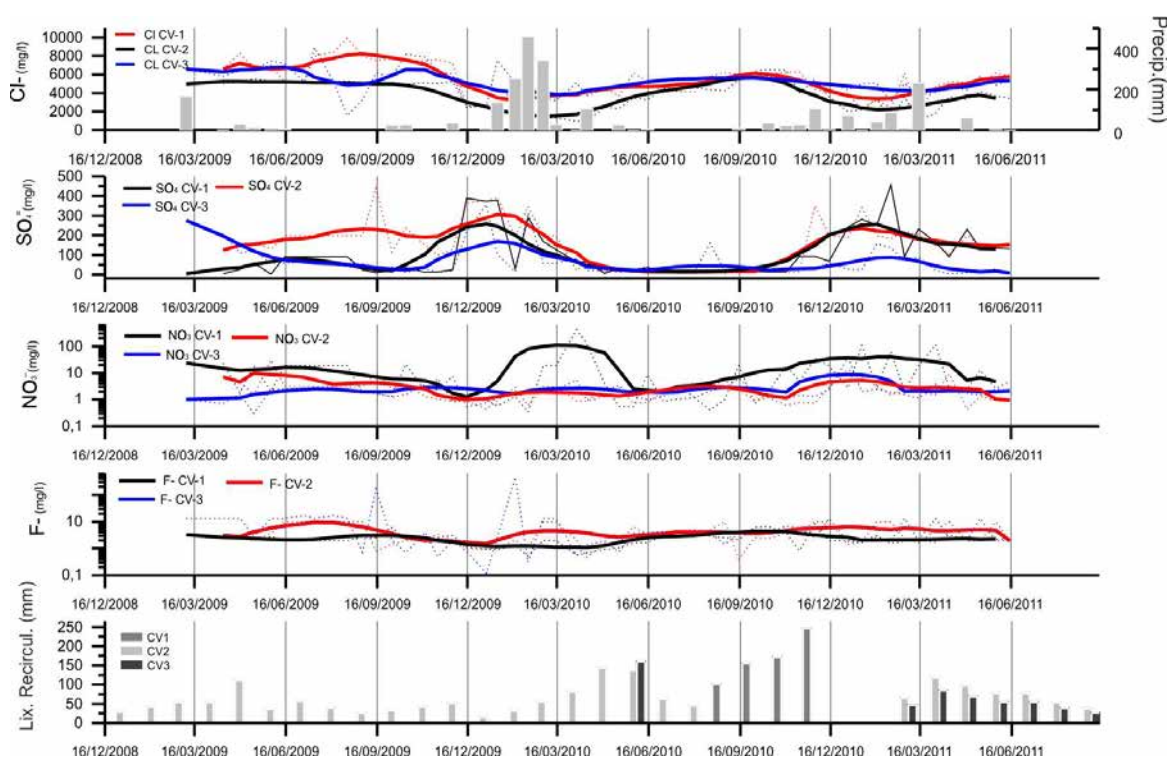


Figura 6.25. Evolución temporal de los cloruros, fluoruros, nitratos y sulfatos analizados en el lixiviado de los vertederos del CMA de la Costa del Sol (Málaga) durante el periodo de investigación. Se añade la Precipitación (suma semanal en mm), y en el gráfico de más abajo la recirculación mensual (en mm) y el lixiviado medido (en l/s).

CV2 presenta las concentraciones más elevadas en sulfatos probablemente por efecto de la recirculación a que se vio sometido este vaso, salvo para el periodo sin aspersión (finales de 2010/inicio de 2011) en que se iguala a CV1. CV3 muestra las concentraciones menores al tratarse del vaso más joven (salvo el pico inicial debido posiblemente a aportes externos o errores de muestreo).

El ascenso-descenso en la concentración de SO_4^{2-} puede deberse, además de al aporte de oxígeno por la entrada de aguas de precipitación al vertedero, a cambios en la reacción de oxidación o reducción de la pareja sulfato/sulfuro, que dependerá de las condiciones anaeróbicas del vaso de vertido. Si se generan sulfuros, éstos reaccionarán con

los metales para formar precipitados de sulfuros metálicos. Se observa que durante la segunda mitad del año 2009 y comienzos de 2010, la evolución ascendente y, posteriormente, descendente del SO_4^{2-} coincide con cambios en la concentración de Fe y Mn. El aumento de SO_4^{2-} durante la segunda mitad del año 2009 estuvo precedido de una fuerte etapa de recirculación durante ese verano (en CV2), que posiblemente provocó una importante recarga de agua hacia el interior del vertedero. Sin embargo en este caso no parece que suministre suficiente oxígeno para oxidar el sulfuro, como consecuencia, la tasa de precipitación de los sulfuros de Fe, Mn no disminuye, lo que mantiene las concentraciones de esos metales, o lo que parece más probable, el aporte de la recirculación ya aporta contenidos en metales lo suficientemente elevados como para compensar el proceso de oxidación.

Las concentraciones en nitratos son mayores siempre para CV1, siendo la evolución casi coincidente para los otros dos vertederos. Los fluoruros sin embargo muestran variaciones mucho menos acusadas con ascensos poco pronunciados en las etapas lluviosas. La evolución es prácticamente coincidente para CV3 y CV2 mientras que CV1 no presenta prácticamente oscilaciones.

Al igual que para el CMA Los Ruices, los iones alcalinos (Na^+ y K^+) y el Cl^- siguen una tendencia creciente estrechamente relacionado con la pluviometría a lo largo del año, seguida de etapas de concentración y aumento de la mineralización durante el estiaje.

En la figura 6.26 se aprecia como ambos iones aumentan su concentración tras las lluvias apreciándose más variaciones de concentración para el sodio (debido probablemente a su mayor solubilidad). Calcio y magnesio, menos solubles aumentan su concentración una vez pasadas las precipitaciones para ir estabilizándose durante el periodo seco. Para los cuatro cationes CV1 es el que presenta menos concentraciones salvo para el calcio (posibles aportes de material margoso con carbonatos para la cobertera o sellado final). Las mayores concentraciones en calcio se midieron en CV1 que a su vez presenta los valores menores para los otros tres aniones. Para el sodio, CV3 muestra concentraciones menores que las medidas en CV2 salvo durante el periodo sin precipitaciones en que se igualan.

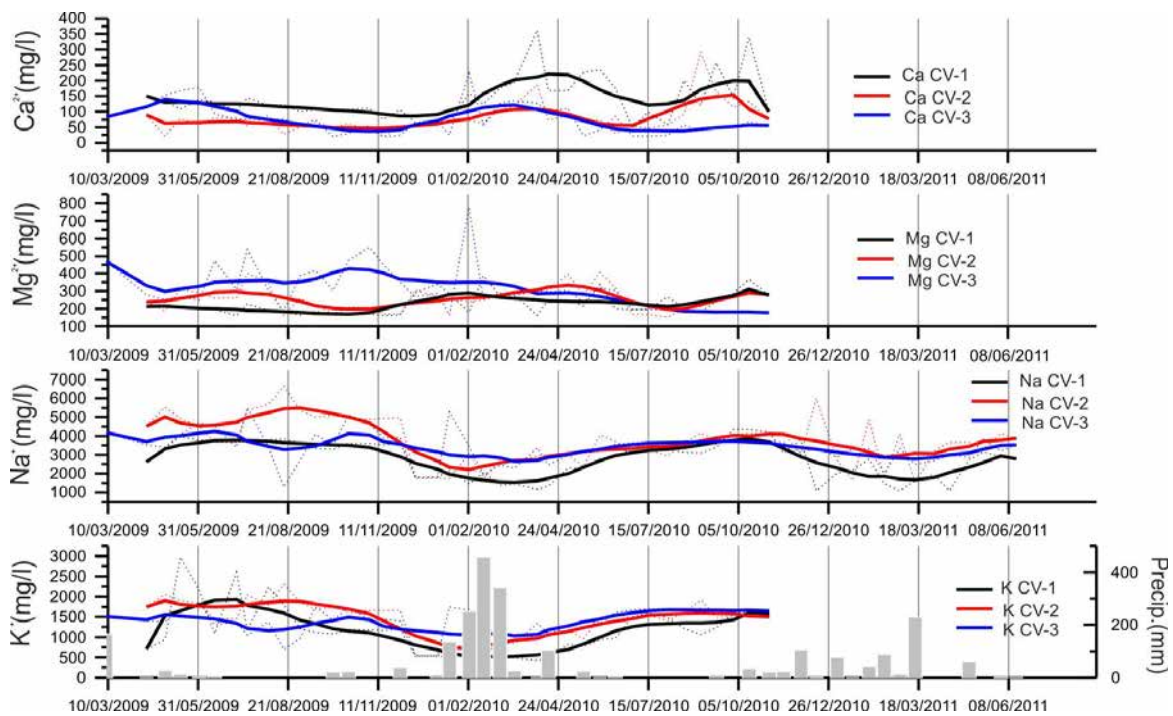


Figura 6.26. Evolución temporal de los cationes alcalinos y alcalinotérreos analizados en el lixiviado de los vertederos del CMA de la Costa del Sol (Málaga) durante el periodo de investigación. Se añade la Precipitación (suma semanal en mm).

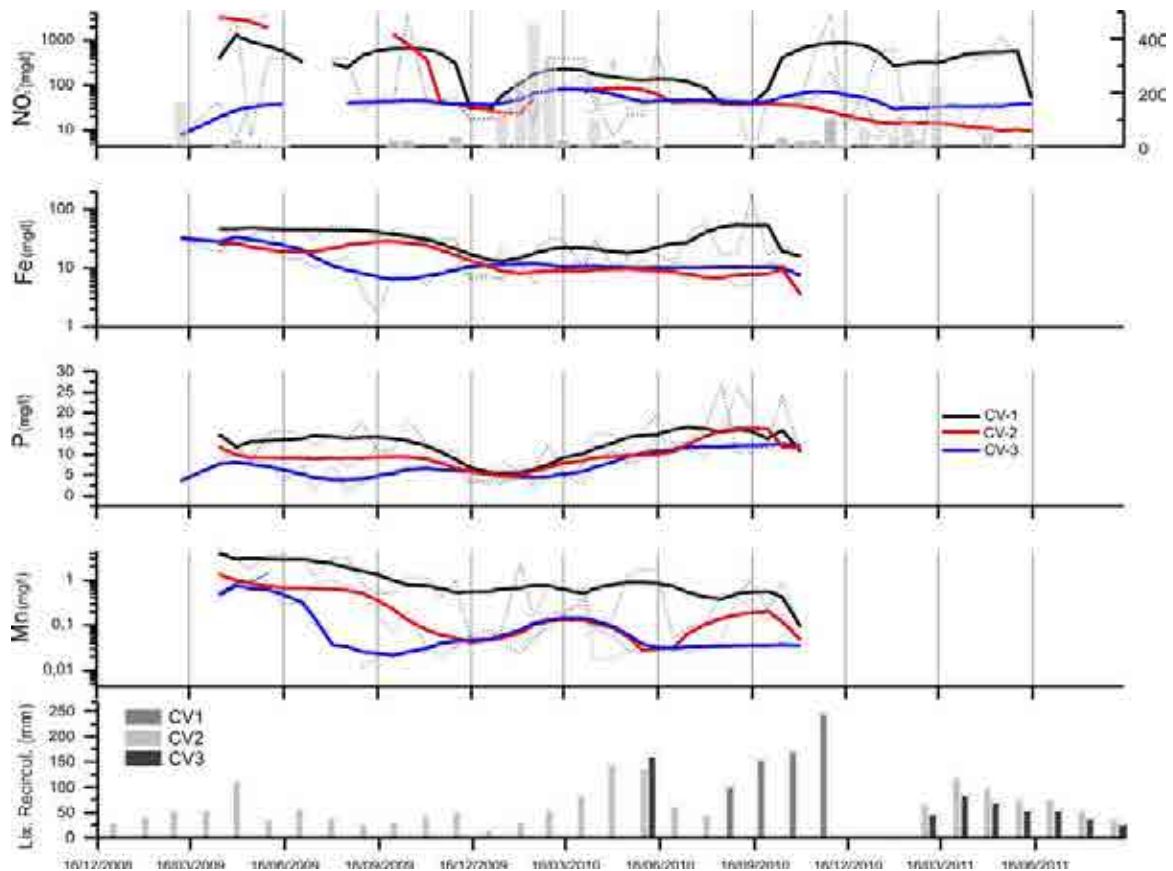


Figura 6.27. Evolución temporal de los nitritos, hierro manganeso y fósforo analizados en el lixiviado de los vertederos del CMA de la Costa del Sol (Málaga) durante el periodo de investigación. Se añade la Precipitación (suma semanal en mm), y en el gráfico de más abajo la recirculación mensual (en mm) y el lixiviado medido (en

l/s).

Las concentraciones de nitritos más elevadas se detectaron en CV1, y las menores en el vaso más joven (CV3), salvo al inicio de la recirculación sobre CV3 durante el cual las concentraciones de este vaso llegan a superar las de CV2.

Fe y P presentan evoluciones muy parecidas con descensos de la concentración durante las lluvias y ascensos durante el periodo seco. La existencia de concentraciones más elevadas en CV1 que en los otros dos vasos de vertido pone de relieve su uso como zona de acopio de chatarras y metales durante varios años.

Evoluciones y asociaciones entre parámetros

El comportamiento del hierro y magnesio es similar al detectado en el CMA de los Ruices, en la etapa de lluvias la concentración de hierro descienden mientras que las de magnesio aumentan. El pico que se observa en CV1 durante el periodo de junio a septiembre de 2010 parece estar relacionado con el hecho de que durante ese periodo concreto CV1 recibe recirculación que aporta hierro procedente de su antiguo uso como zona de almacenaje de metales y chatarras. Los descensos en las concentraciones de manganeso parecen asociarse, como se comentó para los vasos del CMA Los Ruices, a la existencia de procesos de sorción, o la formación de sales que incluyan dicho elemento. Owen y Manning (1997) señalan la formación de sepiolita y arcillas (clorita y montmorillonita fundamentalmente) como responsables de las caídas de concentración del magnesio, además de los mecanismos de intercambio $\text{Ca}^{2+}/\text{Mg}^{2+} - \text{Na}/\text{K}$.

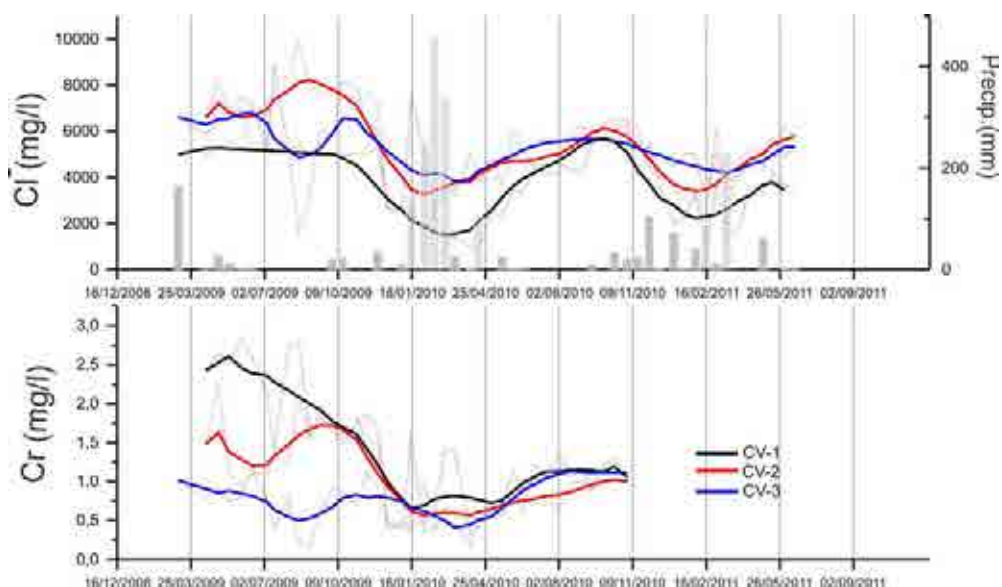


Figura 6.28. Evolución temporal de los cloruros y cromo analizados en el lixiviado de los vertederos del CMA de la Costa del Sol (Málaga) durante el periodo de investigación. Se añade la Precipitación (suma semanal en mm).

Para el CMA de la Costa del Sol si se aprecia paralelismo entre cloruros y cromo, ambas variables bajan sus concentraciones en época de lluvias para subir en estiaje (figura 6.28). Llama especialmente la atención la evolución de CV1, los contenidos en Cr disminuyen hasta colocarse a la par que CV2 y CV3, para luego remontar tras las lluvias. Sin embargo los cloruros se mantienen por debajo de los otros vertederos, no parece que la recirculación influya ni que se formen complejos con cloruros como ligando en el CMA de la Costa del Sol.

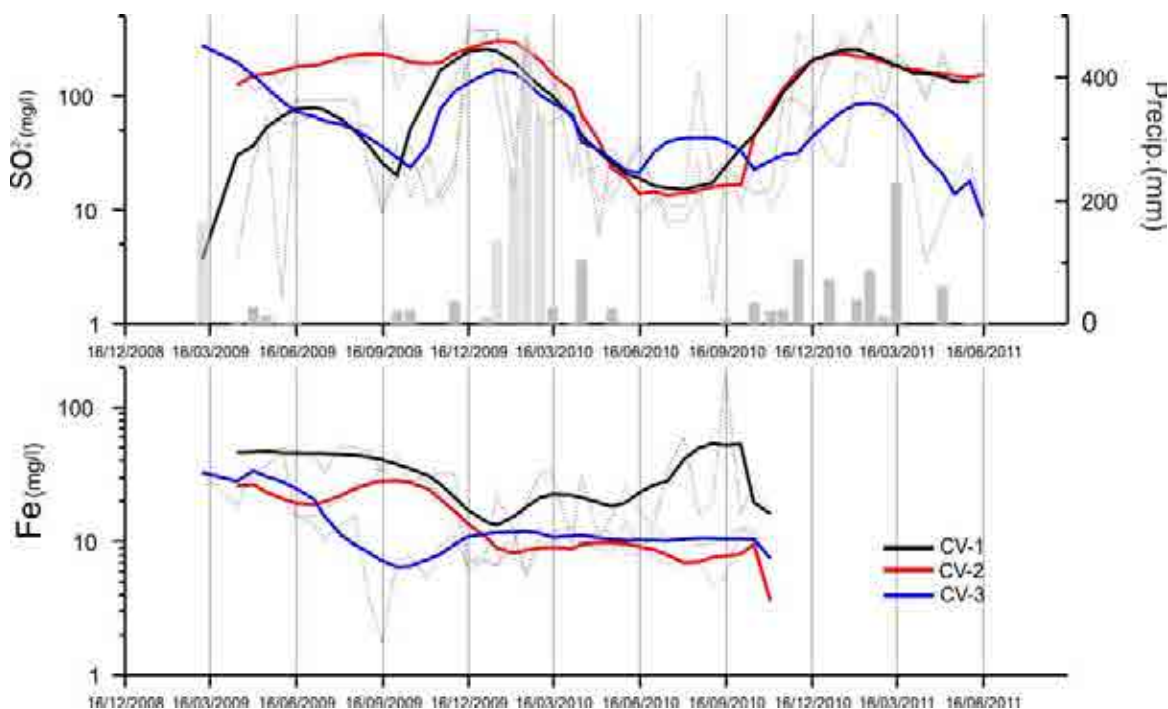


Figura 6.29. Evolución temporal de los sulfatos y el hierro analizados en el lixiviado de los vertederos del CMA de la Costa del Sol (Málaga) durante el periodo de investigación. Se añade la Precipitación (suma semanal en mm).

Como se mencionó para los vertederos de Málaga, el ascenso-descenso en la concentración de SO_4^{2-} puede deberse a cambios en la reacción de oxidación o reducción de la pareja sulfato/sulfuro, que dependerá de las condiciones anaeróbicas del vertedero. Si se generan sulfuros, éstos reaccionarán con los metales para formar precipitados de sulfuros metálicos. Se observa (figura 6.29) que en los tres vertederos los picos más altos de sulfato se dan durante las precipitaciones de finales de 2009/inicio de 2010. También se detectan valores elevados durante el verano de 2009, especialmente en CV2.

Las precipitaciones aportan oxígeno al medio y parte del azufre (sulfuro) pasa a sulfato, la tasa de precipitación del sulfuro de hierro desciende y, en consecuencia, deberían aumentar las concentraciones de este metal en los periodos húmedos, tal y como se señaló para los vertederos de Málaga. Sin embargo las concentraciones de hierro para CV1 parecen aumentar en los periodos secos por lo que el mecanismo hidroquímico imperante debe ser distinto. Es posible que el aporte que supone la recirculación durante el verano haga

disminuir la cantidad de sulfuros que se forman, por lo que aumentaría el contenido metálico (la máxima recirculación coincide en CV1 con la etapa de máximas concentraciones de hierro que puede observarse en el gráfico).

La figura 6.30 muestra como las concentraciones de calcio aumentan durante las lluvias, lo que se hace especialmente evidente en CV3, CV2 y CV1 aunque con cierto retraso respecto a la precipitación. Esta tendencia que se manifiesta de forma similar para el Magnesio, aunque algo más desplazado respecto a los picos de precipitación (menor solubilidad). El potasio muestra una evolución contraria a la del calcio con descensos durante la lluvia y aumentos de concentración en las etapas secas (posible influencia de los mecanismos de intercambio $\text{Ca}^{2+}/\text{Mg}^{2+} - \text{Na}/\text{K}$).

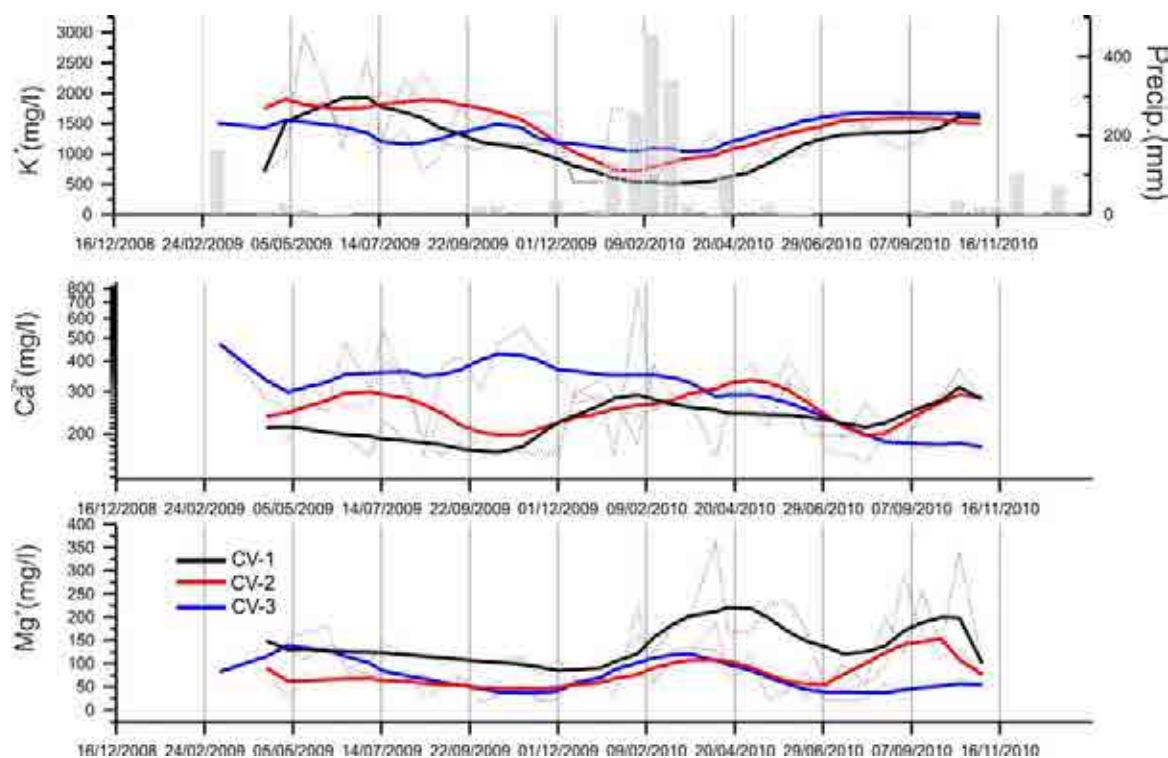


Figura 6.30 Evolución temporal del calcio, magnesio y potasio analizados en el lixiviado de los vertederos del CMA de la Costa del Sol (Málaga) durante el periodo de investigación. Se añade la Precipitación (suma semanal en mm).

Como ya se comentó para el CMA Los Ruices, el aumento de concentración de los metales debe estar relacionado con las reacciones de adsorción específica en las superficies de los sólidos presentes en el medio (arcillas u óxidos e hidróxidos). Bajo condiciones reductoras los cationes alcalinotérreos saturan las posiciones de adsorción de las superficies minerales, impidiendo que los metales pesados queden fijados sobre las arcillas o sobre los óxidos e hidróxidos del medio, aumentando las concentraciones de los metales

en el medio acuoso. La figura 6.31 muestra ligeras aumentos de concentración de los metales pesados para los tres vertederos en época seca, más evidentes para CV1 que para los otros dos vertederos (zona de almacenamiento de chatarras y metales durante varios años).

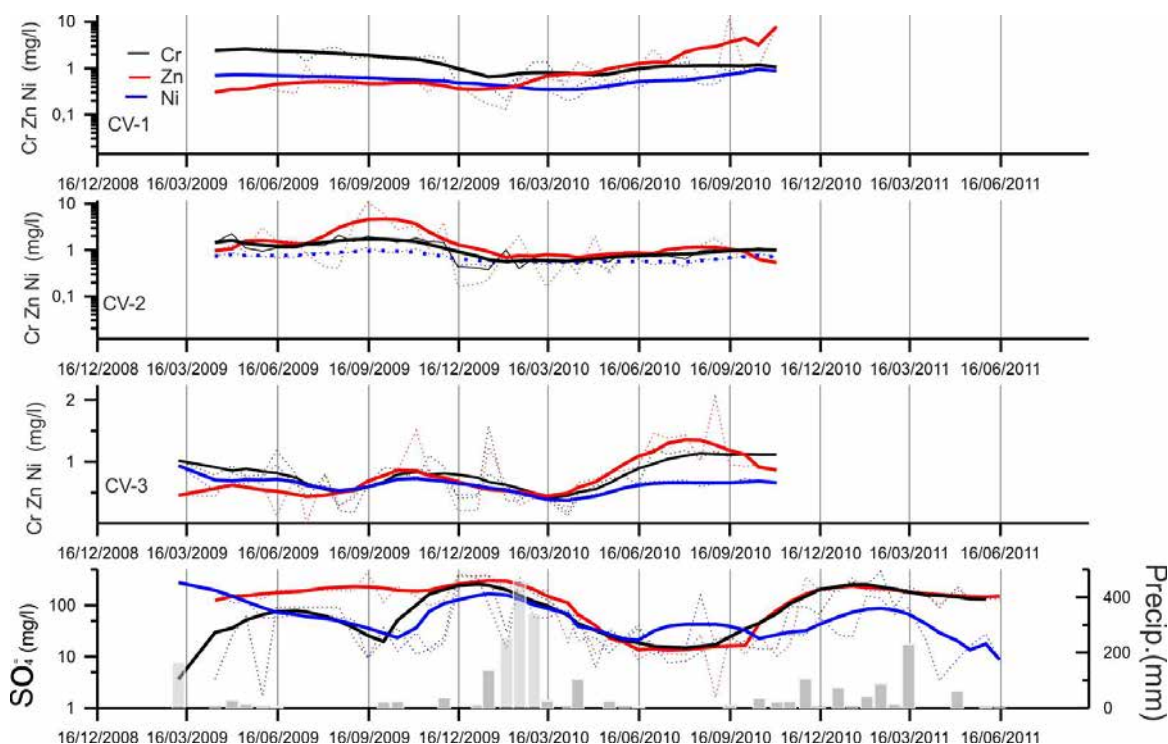


Figura 6.31 Evolución temporal de los sulfatos y metales pesados (Cr, Ni y Zn) analizados en el lixiviado de los vertederos del CMA de la Costa del Sol (Málaga) durante el periodo de investigación. Se añade la Precipitación (suma semanal en mm).

Llama la atención los contenidos en cromo para CV1, y los de zinc en CV2, y el hecho de que las concentraciones en general sean mucho más bajas en CV3 (vertedero más joven que recibe residuos inclasificados durante varios meses y, por tanto, con una mayor acidez y posibilidad de movilización de los metales). Los picos que se detectan en CV2 y CV3 para el cromo y zinc parecen corresponderse con momentos de intensa recirculación. También en CV1 el aumento de concentraciones de Zn de octubre de 2010 coincide con la etapa de recirculación sobre ese vaso. También es de destacar la estabilidad del Ni en condiciones reductoras (como NiS, difícil de movilizar mientras se mantengan estas condiciones).

La adsorción de iones está controlada por el pH del medio, ya que la concentración de protones (H⁺) modifica la carga de las superficies minerales (Appelo y Postma, 1996) para pH altos, como el característico del lixiviado de vertedero.

6. Análisis Correlatorio y Espectral

La aplicación del análisis de series temporales desde el dominio frecuencial permite centrarse en una característica fundamental del comportamiento temporal de la variable como son las periodicidades (Fernández Cortés, 2004). Con este fin se ha abordado el análisis correlatorio y espectral de las medidas de caudal diario de lixiviado en los tres vasos del Complejo Medioambiental de la Costa del Sol. Aunque las mediciones del año 2009, durante el periodo de calibración de los caudalímetros, se ven afectadas por diversos errores, se han incluido en el análisis, aunque, como más adelante se verá, las conclusiones deben de acogerse con las debidas precauciones.

6. 1. Autocorrelogramas

Las figuras 6.32 a 6.35 muestran los autocorrelogramas realizados para los tres vasos de vertido, para los años 2009, 2010, 2011 y para el trienio correspondiente (ventana de 110 d, paso de 1 días, salvo para los trianuales donde se triplica el valor de la ventana para el mismo paso).

La metodología propuesta por Mangin (1984) se basa en la comparación entre las series temporales en el caso de acuíferos kársticas calibrando la velocidad a que se pierde información en los correlogramas correspondientes. Para ello propuso un valor del coeficiente de correlación (entre 0,1 y 0,2) que permita comparar el desfase entre diferentes series. A partir de lo anterior se ha adoptado con frecuencia ese valor de 0,2 para comparar el efecto memoria en diferentes series.

De acuerdo con lo anterior los vertederos estudiados muestran tiempos de respuesta de entre 30 y 40 días en casi todos los casos. Solamente CV3 para el año 2011 presenta un valor de tan solo 10 días lo que puede deberse a errores de medida o al hecho de que durante 2011 se produjo un elevado volumen de recirculación sobre este vaso cuya explotación se inició relativamente tarde (2008). Cuando se considera el periodo de tres años los valores se incrementan especialmente para el caso del vaso nº 1 al considerar el efecto cíclico del año natural (al igual que luego se verá con los variogramas correspondientes al trienio que muestran estructuras de periodicidad).

Massei et al. (2006) sostienen que ese efecto memoria es mucho más complejo, y debe corresponderse más con la forma global del correlograma y con el valor de la función, más que con un valor determinado de la misma.

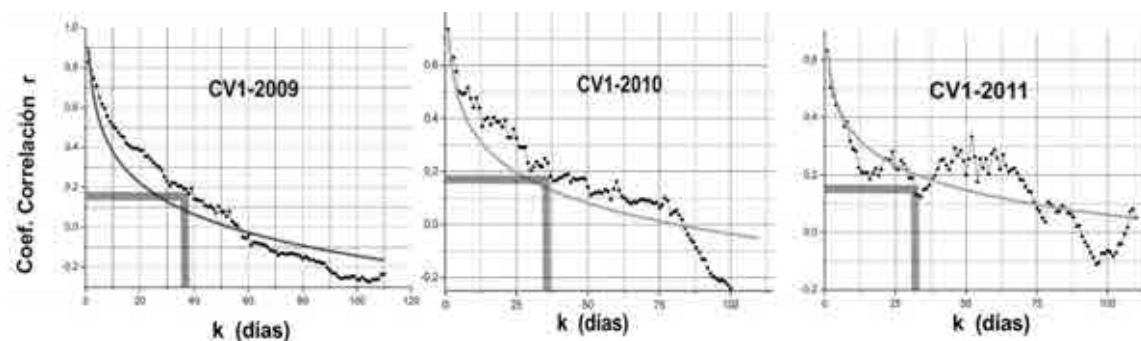


Figura 6.32. - Autocorrelogramas de la variable caudal diario de lixiviados (l/s) para los tres años de observación y CV1.

tiempo de respuesta	2009	2010	2011	2010-11	trienio (T)
CV1	40	40	30	35	83
CV2	40	30	40	35	50
CV3	40	45	10	30	45/52

Tabla 6.10. Tiempos de respuesta obtenidos de los autocorrelogramas de la variable caudal diario de lixiviados (l/s) para todos los periodos de observación y los tres vertederos considerados.

Estos autores proponen establecer comparaciones cuantificando la tasa de decrecimiento de la función de autocorrelación mediante su ajuste a una función analítica sencilla, de igual forma que se opera con los variogramas experimentales y teóricos en geoestadística. Se propone la ecuación

$$AC = a_0 + a_1 \ln(L)$$

siendo AC, el coeficiente de autocorrelación, L, el paso en días, a_0 la amplitud para $L=1$ día, y a_1 la tasa de decrecimiento expresada en días^{-1} . Representa la velocidad a la que decrece la función, esto es, la velocidad a que se pierde la información.

Las figuras 6.32 a 6.35 muestran a su vez el ajuste a la función logarítmica mencionada. Cuando se intentan ajustar los correlogramas correspondientes a los trienios se ve claramente que dicha ecuación sólo permite un ajuste bastante pobre, escogiéndose en este caso una función polinomial de segundo grado de la forma

$$AC = b_0 + b_1(L) + b_2(L)^2$$

Los coeficientes son los mismos pero con dos pendientes, tal y como se puede apreciar en los gráficos. Las tablas 6.11 y 6.12 muestran los parámetros mencionados para cada caso.

Vertedero	a_1	a_0	Chi ²	r ²
CV1-2009	-0,23	0,90	0,010	0,88
CV2-2009	-0,27	1,00	0,025	0,81
CV3-2009	-0,20	1,00	0,019	0,74
CV1-2010	-0,17	0,74	0,014	0,75
CV2-2010	-0,17	0,70	0,005	0,89
CV3-2010	-0,13	0,62	0,007	0,77
CV1-2011	-0,12	0,63	0,007	0,65
CV2-2011	-0,18	0,72	0,010	0,82
CV3-2011	-0,10	0,41	0,003	0,79
CV1-T	-0,15	0,72	0,025	0,53
CV2-T	-0,13	0,70	0,019	0,36
CV3-T	-0,14	0,68	0,020	0,42

Tabla 6.11. Parámetros de ajuste a una función logarítmica obtenidos de los autocorrelogramas de la variable caudal diario de lixiviados (l/s) para todos los periodos de observación y los tres vertederos considerados.

Vertedero	b0	b1	b2	r ²
CV1T	0,63	-0,01	2,3E-05	0,92
CV2T	0,48	-0,01	2,0E-05	0,92
CV3T	0,48	-0,01	2,1E-05	0,97

Tabla 6.12. Parámetros de ajuste a una función polinomial de segundo grado obtenidos de los autocorrelogramas de la variable caudal diario de lixiviados (l/s) para el trienio de observación y los tres vertederos considerados.

Tanto CV1-2009 como CV2-2009 (figura 6.33) muestran pendientes bastante tendidas, lo que parece indicar un comportamiento bastante inercial de estos dos vertederos. Sin embargo, para CV3-2009 (figura 6.24) se observan fuertes oscilaciones aunque la pendiente es similar. Debe de tenerse en cuenta que este tercer vertedero es considerablemente más joven que los dos anteriores, lo que puede explicar este comportamiento.

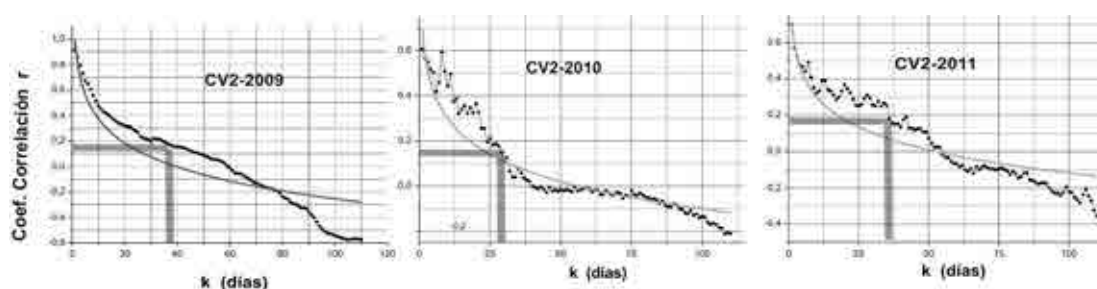


Figura 6.33. Autocorrelogramas de la variable caudal diario de lixiviados (l/s) para los tres años de observación y CV2.

CV1-2010 presenta una pendiente poco acusada si comparamos con los otros vertederos, lo que indica un comportamiento también bastante inercial hasta el día 75, a partir del cual la pendiente aumenta sensiblemente. Para el año 2011 (figura 6.32) presenta,

como CV3-2011, fuertes oscilaciones, estas variaciones se ven amortiguadas en el gráfico trianual. El ajuste obtenido es el que muestra un peor índice r^2 debido a las oscilaciones mencionadas que, al contrario que en otros casos, presentan un reparto muy poco uniforme. CV2-2010 presenta una pendiente muy acusada (sistema poco inercial con respuesta muy rápida, figura 6.33) hasta los 40 días aproximadamente, a partir de aquí el sistema se comporta con una gran inercia y la pendiente disminuye sensiblemente. CV2-2011 presenta una pendiente moderada, similar a CV2-2010.

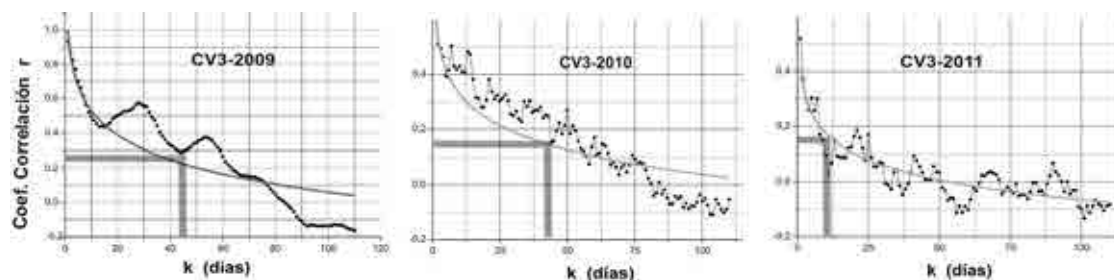


Figura 6.34. Autocorrelogramas de la variable caudal diario de lixiviados (l/s) para los tres años de observación y CV3.

El tercer vertedero del Complejo Ambiental de Casares para el año 2010 -CV3-2010- muestra un comportamiento más homogéneo con una pendiente similar a CV1-2010 aunque, en este caso, uniforme a lo largo de todo el periodo de observación. Como ya se apuntó, el año 2011 presenta fuertes oscilaciones para el correlograma CV3-2011, que se amortiguan para el gráfico trianual.

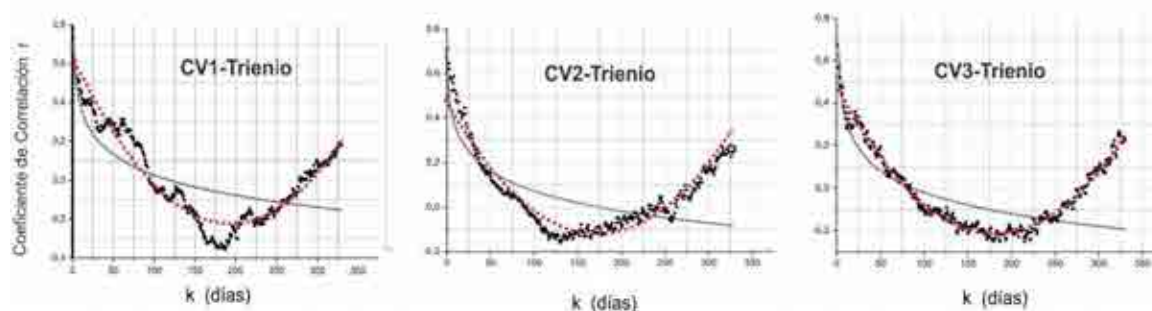


Figura 6.35. Autocorrelogramas de la variable caudal diario de lixiviados (l/s) para el trienio de observación y los tres vertederos considerados. La línea continua corresponde al ajuste a la función logarítmica, la línea discontinua, a la función polinomial.

En suma, CV2 y CV1 presentan un comportamiento bastante inercial, habiéndose detectado comportamientos menos uniformes en CV3, posiblemente debidos a la existencia de errores de medida y a la juventud de ese vertedero.

6.2. Variogramas

Por su parte los variogramas se han representado en las figuras 6.36 a 6.39 y en la tabla 6.13.

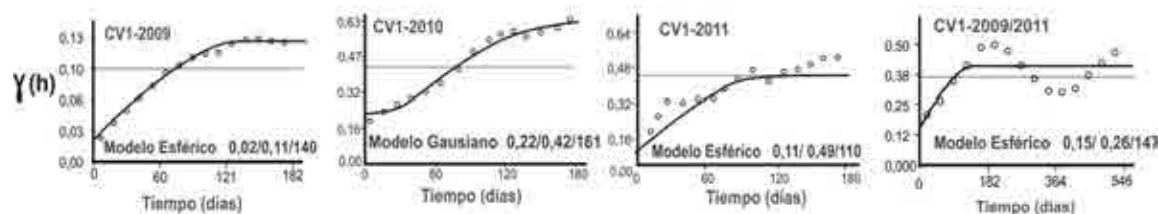


Figura 6.36 Función variograma de la variable caudal diario de lixiviados (l/s) para los tres años de observación y el vaso 1 de vertido (CV1)

El variograma teórico ajustado a los valores experimentales para CV1-2009 es de tipo esférico con un alcance de 140 días, lo que evidencia la existencia de correlación entre datos hasta los cuatro meses y medio aproximadamente. El efecto pepita es muy reducido (0,02) y como consecuencia el modelo ajustado (figura 6.36) llega a explicar más del 80% de la varianza. Esto pone de relieve la escasa entidad de la componente aleatoria para la variable caudal de lixiviado en el vaso uno de Casares durante el año 2009, aunque esto debe de tomarse con las debidas precauciones por lo que ya se expuso en relación a los datos del año 2009 (periodo de calibración de los caudalímetros).

	Vertedero	Modelo	Co	C	Alcance	Rss	R2	C/Co+C
2009	CV1	Esférico	0,02	0,11	140	1,01E-04	0,99	0,81
	CV2	Esférico	0,03	0,17	115	4,20E-03	0,90	0,83
	CV3	Esférico	0,05	0,17	217	7,70E-04	0,98	0,77
2010	CV1	Gausiano	0,22	0,42	161	9,80E-03	0,97	0,66
	CV2	Esférico	0,58	1,18	124	2,05E-01	0,88	0,67
	CV3	Exponencial	0,07	0,12	245	9,40E-04	0,97	0,61
2011	CV1	Esférico	0,11	0,49	110	1,29E-01	0,62	0,78
	CV2	Esférico	0,40	0,62	129	1,06E-02	0,98	0,61
	CV3	Exponencial	0,01	0,26	11	8,60E-03	0,23	0,95
2009/2011	CV1	Esférico	0,15	0,26	147	5,93E-02	0,45	0,63
	CV2	Esférico	0,32	0,59	135	3,17E-01	0,43	0,64
	CV3	Exponencial	0,02	0,19	60	1,51E-02	0,24	0,90

Tabla 6.13. Parámetros de ajuste de los modelos teóricos de variogramas de la variable caudal diario de lixiviados (l/s) para todos los periodos de observación y los tres vertederos considerados. Se incluyen estadísticos representativos de la bondad de dicho ajuste

La tónica general descrita se mantiene para CV2 y CV3 durante 2009, aunque para el tercer vertedero llama la atención el alcance de 217 días, debe considerarse la posible existencia de errores de medida, y que este vaso inició su explotación el año anterior (2008),

lo que puede haber influido al ser frecuente el efecto retención de lixiviados en vertederos muy jóvenes.

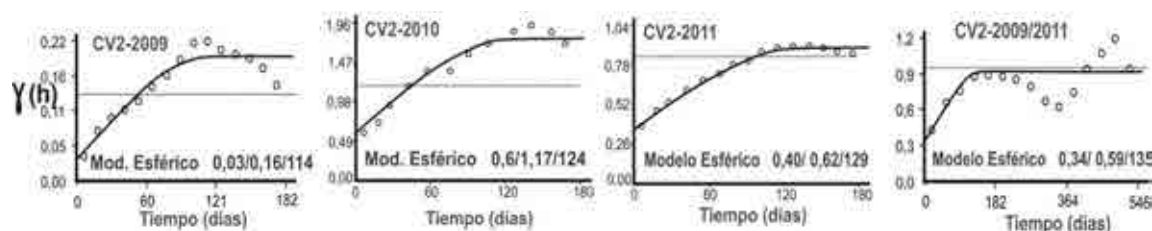


Figura 6.37 Función variograma de la variable caudal diario de lixiviados (l/s) para los tres años de observación y el vaso 2 de vertido (CV2)

En todos los casos se han utilizado tres estadísticos para conocer el grado de ajuste del variograma experimental al modelo elegido, la suma de errores residuales cuadráticos (RSS) que lógicamente debe tender a cero; r^2 o coeficiente de correlación entre el modelo y los datos experimentales, es un indicador menos robusto que el anterior; y la proporción $C/(C_0+C)$ que indica el porcentaje de varianza explicado por el modelo, cuanto mayor sea el efecto pepita (C_0) menor será esta relación.

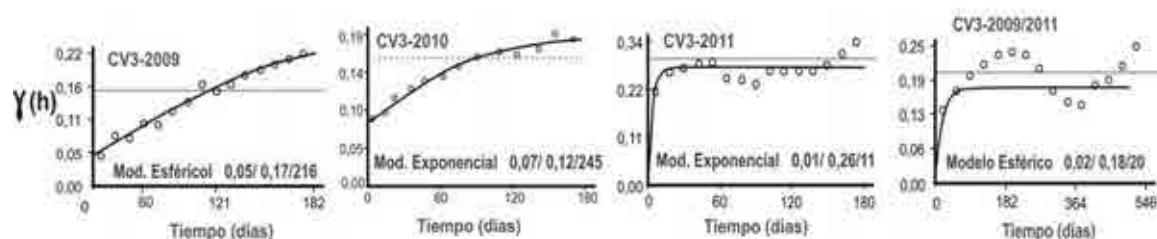


Figura 6.38. Función variograma de la variable caudal diario de lixiviados (l/s) para los tres años de observación y el vaso 3 de vertido (CV3)

CV1-2010 se ajusta a un modelo gaussiano con un alcance de 161 días, esto es, existe correlación entre datos hasta los 161 días. El comportamiento de la variable caudal de lixiviado se mantiene muy correlacionado, con efecto pepita muy bajo (0,2). El modelo explica el 66 % de la varianza siendo la componente aleatoria muy pequeña.

Este mismo vertedero para el año 2011 se ajusta a un modelo esférico con un alcance algo menor (110 días), el modelo explica el 78% de la varianza, por tanto, existe un buen ajuste, no obstante el variograma experimental recuerda al correlograma para este mismo vaso y año, con oscilaciones del coeficiente de correlación y de la función variograma. Posiblemente, estas variaciones sean atribuibles a episodios esporádicos de recirculación de lixiviados. Para el trienio, el variograma correspondiente a CV1 muestra un alcance promedio a los obtenidos para los años naturales, y un comportamiento típico que muestra estructuras de periodicidad (efecto de periodicidad anual). CV2 para el año 2010 se ajusta a un modelo esférico con un alcance elevado (124 días), el grado de ajuste de los

valores experimentales al modelo es muy elevado explicando el 67 % de la varianza, este mismo razonamiento puede aplicarse a CV2 para el año 2011 (alcance de 129 días, explica el 61 % de la varianza). El variograma trianual presenta un comportamiento parecido al de CV1 por motivos similares. El tercer vaso de vertido muestra un variograma, para el año 2010, con un alcance muy elevado (245días), el grado de ajuste es también destacable. Para 2011, sin embargo, se ajusta a un modelo exponencial en el que el escaso alcance (11 días) llama la atención. Estas fuertes variaciones pueden corresponderse con la utilización del vaso como destino principal de la recirculación de lixiviados que fué especialmente frecuente durante este año 2011, y a la existencia de errores de medida ya comentados para los autocorrelogramas. El gráfico trianual presenta el mismo efecto que para los otros dos vasos de vertido.

Los variogramas correspondientes a la variable precipitación para los periodos considerados muestran el carácter aleatorio de la misma, la figura 6.39 presenta los gráficos correspondientes ajustados a modelos con efecto pepita puro igual al valor de la meseta. No existe estructura de correlación alguna.

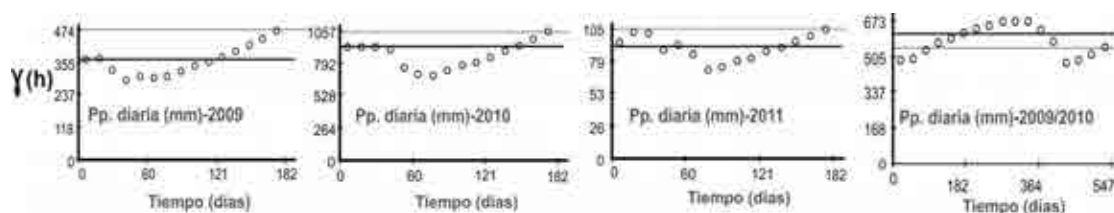


Figura 6.39. Variogramas experimentales de la variable precipitación (mm) para todos los periodos de observación y los tres vertederos considerados.

En suma, la función variograma muestra el carácter aleatorio de la variable precipitación, para los caudales de lixiviado todas las series medidas muestran escasa componente aleatoria y alcances elevados (de 3 a cuatro meses). Solamente se detecta una anomalía debida a varios factores (juventud del vaso, efecto retención y muy probablemente errores de medida) para el vaso CV3 y el año 2011. Anomalía esta que ya se comentó en el apartado de autocorrelogramas. Los alcances ajustados, en general muestran que existe correlación para periodos de algo más de cuatro meses.

6. 3. Espectros Simples

Tiempos de regulación y frecuencias de corte.

En el dominio frecuencial, los espectros simples o espectros de varianza calculados presentan los resultados, en lo que se refiere a tiempos de regulación, que se detallan en la tabla 6.14.

Los tiempos de regulación para el año 2010 son similares para CV1 y CV3, CV2 presenta un valor algo menor (21 días) probablemente debido a que este vaso recibió gran parte del lixiviado recirculado durante 2010 (lo que aumenta considerablemente las entradas al sistema). Para 2009 los valores son similares, con la diferencia de que CV3 alcanza un valor más elevado (46 días). Para 2011 sin embargo, los tiempos de respuesta se acortan sensiblemente, especialmente para CV3. La causa puede ser la ya citada recirculación realizada durante ese periodo. Para el trienio 2009-2011 los tiempos de relación se mantienen cercanos a un valor promedio, mientras que para CV3 se alcanza un valor bajo (46/30/9 para 2009, 2010 y 2011 respectivamente a 12 días).

tiempo de regulación	2009	2010	2011	trienio (T)
CV1	29	30	18	32
CV2	28	21	23	28
CV3	46	30	9	12

Tabla 6.14. Tiempo de regulación (días) de la función densidad de varianza de la variable caudal diario de lixiviados (l/s) para todos los periodos de observación y los tres vertederos considerados.

Debe de tenerse en cuenta aquí que CV3 -vertedero que arroja los valores menos homogéneos- inicia su explotación en 2008, se trata por tanto de un vertedero muy joven con mucha capacidad de almacenamiento y que presentará oscilaciones en su drenaje debido al proceso inicial de asentamiento y migración del lixiviado en su interior Además la recirculación de lixiviados hacia este vaso se inició en 2011, lo que parece acortar sensiblemente el tiempo de respuesta. Si consideramos el trienio, CV1 y CV2 mantienen valores cercanos al mes, mientras que CV3 presenta un valor cercano a la quincena (12 días), esto se explica por la juventud del tercer vaso de vertido, a su vez CV1 presenta los tiempos de regulación mayores al tratarse de un vertedero sellado desde 2003 (el sellado final con arcilla ejerce un poderoso papel de filtro). CV2 se encuentra en una situación intermedia.

Las frecuencias de corte (expresadas en periodo -días-) muestran rangos parecidos inferiores a la semana, de 3 días aproximadamente, por lo que teóricamente por debajo de ese valor no tiene sentido analizar el sistema para frecuencias mayores.

Si se analiza en detalle cada espectro (figuras 6.40 y 6.41) se distinguen componentes periódicas (picos) de carácter bimensual (80 a 60 días), mensual (de 40 a 30 días), de tres semanas (26 a 20 días) y dos semanas (de 16 a 10 días), y semanales (de 9 a 7 días). Esto es, se aprecian periodicidades en un elevado rango que abarca casi todas las

posibles, debido en gran medida a las frecuentes recirculaciones de lixiviados y a los aportes procedentes del exterior.

La explotación de los vertederos incluye la recirculación de lixiviados con aspersores (diaria, de lunes a viernes), salvo cuando hay muchos excedentes (normalmente en épocas de lluvia), entonces puede utilizarse los siete días de la semana completa (incluso durante 24 horas al día) Esta práctica explica de forma aproximada las periodicidades semanales o inferiores a la semanal. La descarga desde camiones cubas procedentes de fuera del Complejo Ambiental suele tener lugar cada dos semanas, o cada tres durante el estiaje. El lixiviado procede normalmente de las Plantas de Transferencia asociadas al Complejo. Cuando sopla viento procedente del norte puede ocasionar problemas debidos a la dispersión de olores hacia algunas zonas habitadas próximas a la Costa del Sol, por lo que se recurre al empleo del mismo sistema de cubas.

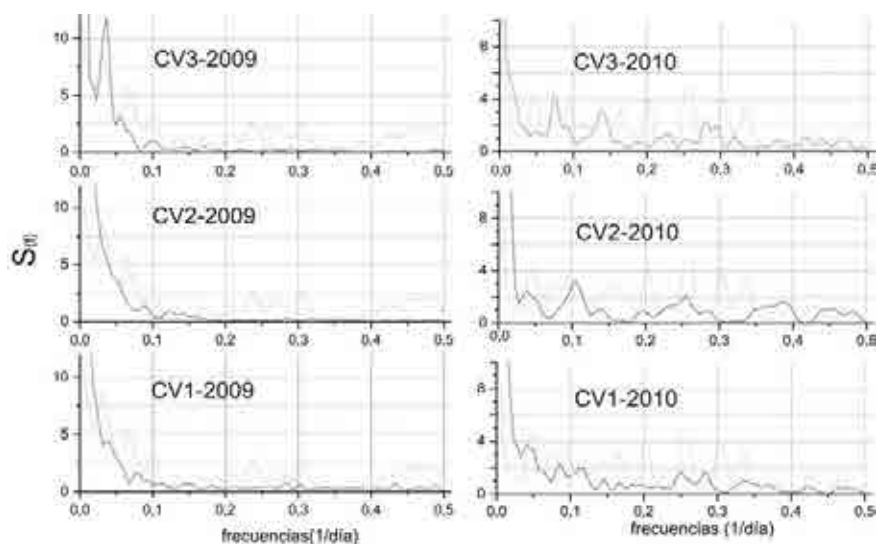


Figura 6.40. Espectro de densidad de varianza para los tres vertederos del Complejo Ambiental de la Costa del Sol (año 2009 y 2010, en línea discontinua el espectro de la precipitación).

En el Anexo III se incluye el espectro simple de las direcciones del viento en el CMA de la Costa del Sol. Del mismo se desprende la existencia de periodicidades de 2/3 semanas en verano que se corresponden con la sustitución de la recirculación del lixiviado mediante aspersión por el uso de cubas.

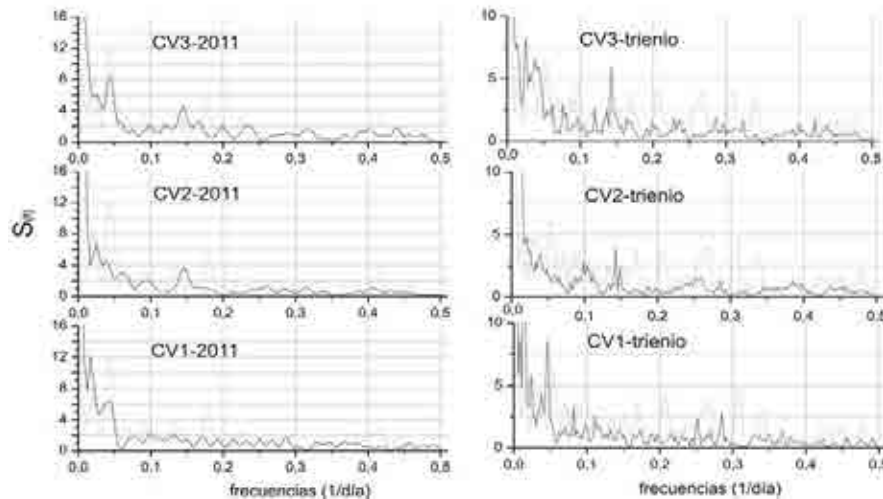


Figura 6.41. Espectro de densidad de varianza para los tres vertederos del Complejo Ambiental de la Costa del Sol (año 2011 y trienio 2009/2011, en línea discontinua el espectro de la precipitación).

Comentarios a los espectros de varianza

Entrando en detalle, el análisis del espectro de varianza para el año 2009 (figura 6.40) revela un sensible filtrado de la señal de entrada para los tres vertederos objeto de estudio. Para las frecuencias más bajas, el espectro de caudales de lixiviado muestra picos que no se corresponden con los correspondientes a la precipitación (y que parecen amplificar la señal de entrada), debido en parte a los aportes externos a esta entrada principal (recirculados y fallos en la infraestructura de drenaje), y en parte al carácter aleatorio de la variable lluvia.

Para el resto de las frecuencias casi ninguno de los picos del espectro de precipitación es reconocible en el correspondiente espectro de caudales de lixiviados, salvo en CV1-2009 el pico cercano a la frecuencia 0,3 muy próximo a la frecuencia de corte (periodo de 2 días). El tiempo de regulación para CV1-2009 es de 29 días destacando los picos de varianza correspondientes a periodos de 24 y 13 días (3 y 2 semanas aproximadamente), prácticamente todos los picos de la precipitación para las frecuencias más altas (periodos de 31 a 14 días) desaparecen en el espectro de caudales.

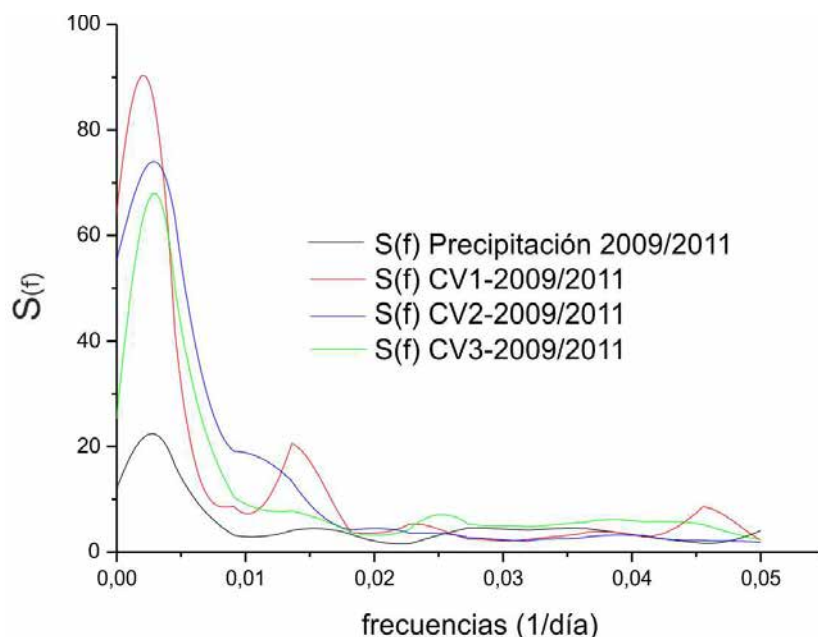


Figura 6.42. Espectro de densidad de varianza para los tres vertederos del Complejo Ambiental de la Costa del Sol y para el trienio 2009-2011. Solo se detallan las frecuencias más bajas en donde los picos de la precipitación quedan por debajo de los de caudal de lixiviado.

CV2-2009 presenta un filtrado todavía mucho más acusado que CV1 (tiempo de regulación de 28 días y frecuencia de corte de 2,4 días). Cabe poner de relieve la intensa recirculación principalmente dirigida a este vaso que se produjo durante 2009. CV3 da un resultado similar a CV1 A partir de las frecuencias correspondientes al periodo de 10 días (0,1), el alisado de los picos de la precipitación es muy sensible (la frecuencia de corte es igual a la de CV2, y el tiempo de regulación mayor, de 45 días). Destacan los picos correspondientes a las periodicidades de 27 días y 18 días (frecuencias de 0,0364 y 0,0545).

Para el año 2010 la recirculación se produjo también hacia CV2, solamente durante el último cuatrimestre se realizó en CV1. El espectro de la precipitación (figura 6.42) muestra periodicidades para las tres semanas aproximadamente (20 días), dos semanas (12 días) y 3/5 días. CV1 presenta, al igual que en la función obtenida para el año anterior, picos elevados que no aparecen en la precipitación para las frecuencias más altas (periodos de 110 y 73 días). A partir de 0,06 se filtra muy significativamente la señal de entrada. El tiempo de regulación es de un mes y la frecuencia de corte cercana a los 3 días.

Si consideramos el valor promedio del intervalo correspondiente a las frecuencias medias (de 0,05 a 0,3 día^{-1} , figura 6.42) obtenemos los siguientes valores apreciándose el filtrado de la señal de entrada para CV2-2010 (tabla 6.15).

S(f) promedio frec medias	2009	2010	2011	2010-11	trienio (T)
CV1	0,65	1,06	1,22	1,09	0,95
CV2	0,58	1,03	1,23	1,06	0,90
CV3	0,49	1,31	1,58	1,44	1,09
Pp	1,69	2,19	1,95	2,12	2,01

Tabla 6.15. Valor promedio del espectro de densidad de varianza para las frecuencias comprendidas entre 0,05 y 0,3 (días⁻¹).

En general el efecto de filtrado más acentuado corresponde a CV2 (mayor receptor de recirculados) salvo para el año 2009 en que lo es para CV3 (aunque estas conclusiones deben de considerarse con cuidado debido a la juventud de este vertedero y al periodo de calibración de los caudalímetros que se extendió durante gran parte de 2009).

Siguiendo con el año 2010, CV2 presenta los mismos resultados que CV1, las frecuencias medias de la precipitación se filtran de forma clara. El tiempo de regulación es de 21 días y la frecuencia de corte de 3 días. CV3 parece que ejerce una función de filtro menos acusada que CV2 y que CV1, en el espectro destacan las frecuencias correspondientes a 12, 7 y 3 días.

Para 2011, CV1 presenta un efecto filtro más importante que los otros dos vertederos probablemente por el efecto del sellado (capa de arcilla). En la zona de frecuencias bajas se presentan picos que no se aprecian en la precipitación. La frecuencia con más varianza en el espectro de la precipitación es la correspondiente a 6 días que queda totalmente atenuada en el espectro correspondiente a CV1. La frecuencia de corte es similar a todas las anteriores (3 días) y el tiempo de regulación es de 18 días. CV2 presenta un comportamiento similar con un filtrado comparable. La frecuencia más señalada en el espectro de caudales se corresponde con el periodo semanal (7 días) que, posiblemente, eleva el promedio de las frecuencias medias (que de otra forma sería inferior a la de CV1). CV3 parece que ejerce un filtrado notable pero menos señalado que en los dos vertederos comentados, sigue destacándose la frecuencia semanal mientras que el pico de las 3 semanas (21 días) de la precipitación casi desaparece en este espectro.

Para el trienio, en los gráficos correspondientes a los tres vertederos (figura 6.41) la señal se amplifica sensiblemente (o aparecen periodicidades que no están en el espectro de la precipitación, con frecuencias de 0,003 -330días y 0,0152 -66 días-). Las frecuencias medias filtran los picos de la precipitación, y esto se extiende más allá de la frecuencia de corte. Destacan las frecuencias correspondientes a 66 días y 22 días, probablemente debido a la ya comentada práctica de recirculación periódica. Para CV2 y CV3 destaca el pico

semanal muy señalado en ambas gráficas el resto queda muy atenuado salvo para CV3 y los periodos de 20 y 30 días.

En síntesis se aprecia un importante filtrado de la señal de entrada principal (precipitación) observándose periodicidades de 3 y 2 semanas en todos los casos. A veces estas se ven poco claras o enmascaradas por otras periodicidades más destacadas como ocurre con, por ejemplo CV3-2010. Cuando se analiza el trienio encontramos periodicidades marcadas para los tres y dos meses (además de las comentadas para los ciclos anuales), destacándose muy claramente la semanal para CV2 y CV3 (casi inexistente en CV1). Esta parece corresponderse con el funcionamiento a lo largo de la mayor parte del año de la recirculación con aspersores.

De hecho si se divide la serie temporal (valor del espectro simple) en bloques mensuales (figura 6.43), se puede ver como para ese valor del tiempo de regulación (29 días, equivalente a una frecuencia de 0,035) presenta los valores más elevados (primer semestre y meses de noviembre y diciembre) de la función.

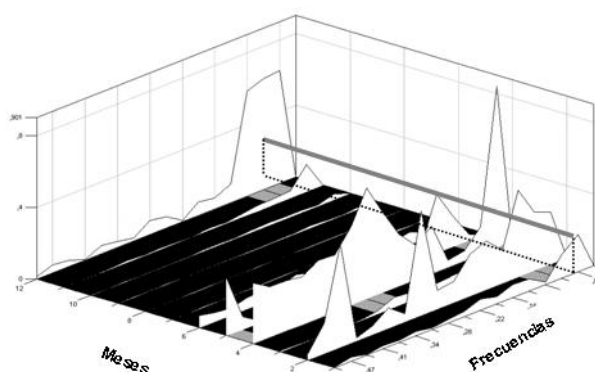


Figura 6.43. Serie temporal dividida en bloques mensuales con el valor del espectro simple. La línea señala el valor del tiempo de regulación.

6. 4. Correlogramas Cruzados

Los correlogramas cruzados, representan la respuesta del sistema a las entradas, (precipitación y recirculación principalmente). Las figuras 6.44 a 6.46 se corresponden con los correlogramas cruzados para los tres vertederos del Complejo Ambiental de la Costa del Sol y para los años 2009, 2010 y 2011. Se ha optado por separar, en figura aparte, la zona positiva de cada correlograma, y añadir la precipitación para poder comparar de forma aproximada entradas y efecto de las mismas en los gráficos de la manera más cómoda posible.

Para 2010, CV1 y CV3 presentan comportamientos parecidos con tiempos de respuesta de 87 y 93 días respectivamente, las pendientes son poco acusadas lo que indica un cierto comportamiento inercial de ambos vertederos frente a la precipitación. CV2, para 2010, sin embargo, presenta un comportamiento muy distinto en el que puede apreciarse el efecto de los aportes procedentes de la recirculación especialmente importantes cuanto más se acerca a la época estival. La ventana de 110 días (paso de 1 día) resulta insuficiente para ver esto con claridad (tiempo de respuesta de 73 días). En la figura 6.45 se aprecia una zona tendida hasta el tiempo de respuesta (el vertedero almacena agua de las entradas), a partir de la cual parecen reflejarse los aportes procedentes de las diferentes sistemas de recirculación. El gráfico correspondiente a la zona positiva del correlograma representa esto con claridad, puede verse como la zona con valores progresivamente crecientes del coeficiente de correlación (desde 80 hasta 110 días aproximadamente) no se corresponde con la etapa lluviosa, mientras que sí parece haber cierta correspondencia entre precipitación y coeficientes de correlación (próximos a 0,2 hasta pasados los dos meses iniciales) para los otros dos vertederos (CV1 y CV3). Para CV1 se observa cierta simetría a ambos lados del eje de ordenadas, lo que, de acuerdo con Pulido y Padilla (1995) puede indicar el escaso control que ejerce el vertedero sobre la señal de entrada. Para CV2 el aspecto es muy distinto, la simetría se encuentra ausente y, a partir del tiempo de respuesta (73 días) los valores del coeficiente empiezan a incrementarse de forma brusca sin que ello tenga que ver con entradas por precipitación. Esto puede deberse a la importe recirculación que se llevó a cabo para este vaso, al menos al inicio del año natural (final del primer trimestre). CV3 presenta un comportamiento, en lo que a simetría se refiere, intermedio entre los dos anteriores (durante este año sólo se recirculó en este vaso en el mes de junio) mucho más cercano a CV1 (es decir, el comportamiento de los caudales drenados es, en gran medida, respuesta a la precipitación).

Considerando el año 2011, el aspecto de los correlogramas para CV1 y CV3 es muy parecido, existe cierta simetría (ausencia de control sobre las entradas) aunque los tiempos de respuesta son muy distintos (60 días para CV1 y 15 para el vaso en explotación, CV3). Las pendientes son acusadas en los dos gráficos, lo que indica comportamientos poco inerciales. Para CV2 el tiempo de respuesta es de unos 100 días, presenta muy escasa simetría y las pendientes son similares a la de los otros dos vertederos.

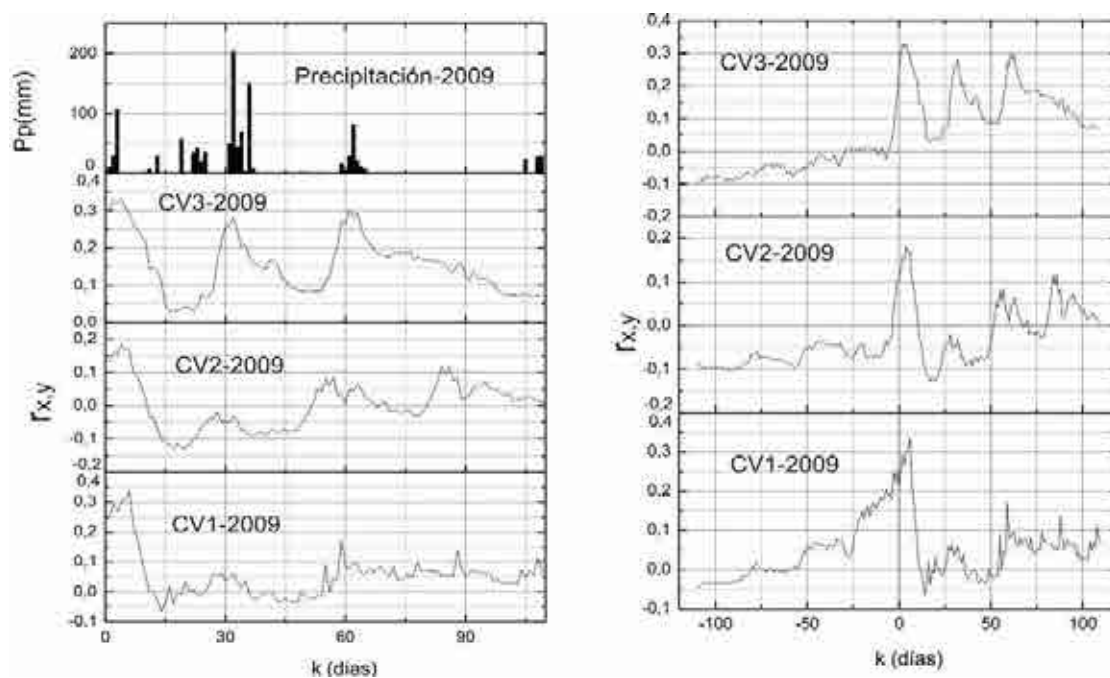


Figura 6.44. Correlogramas cruzados (precipitación, caudal de lixiviado) para 2009 y los tres vertederos del Complejo Ambiental de la Costa del Sol. La parte izquierda incorpora detalle de la zona positiva de los correlogramas y precipitación diaria (mm) para la ventana de observación.

Debe recordarse que 2009 fue un año de calibración de los caudalímetros, los caudales de salida de los tres vertederos presentan un aspecto dentado con fuertes variaciones del coeficiente de correlación que en CV2 llegan a tener valores negativos (lo que puede ser debido a la existencia de la recirculación).

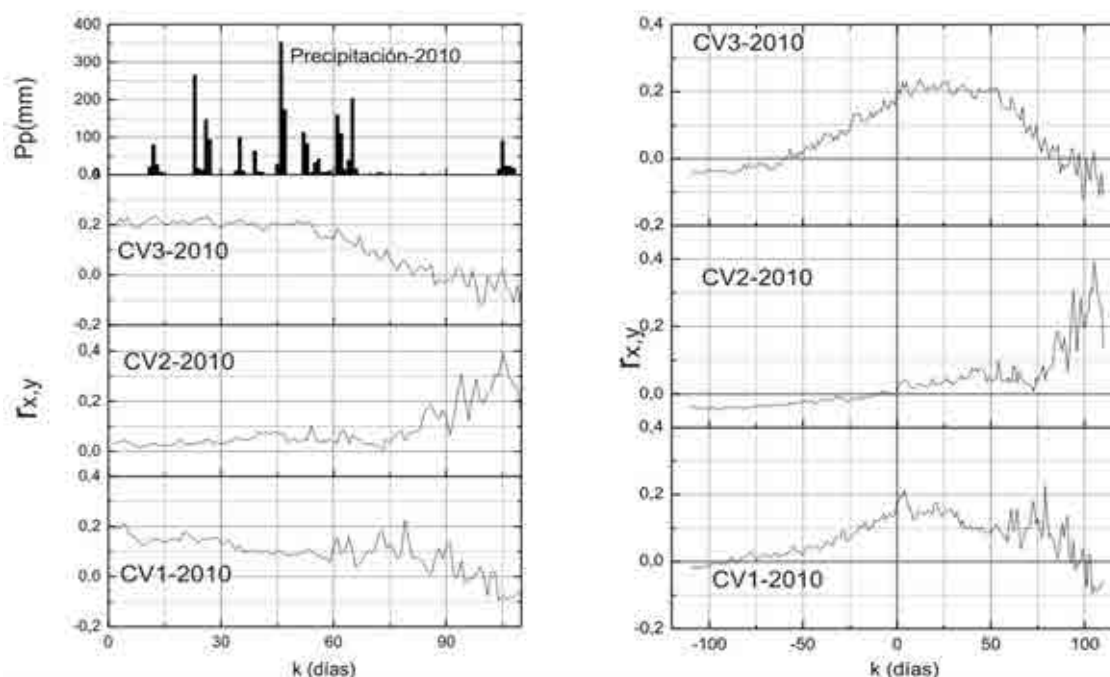


Figura 6.45. Correlogramas cruzados (precipitación, caudal de lixiviado) para 2010 y los tres vertederos del

Complejo Ambiental de la Costa del Sol. La parte izquierda incorpora detalle de la zona positiva de los correlogramas y precipitación diaria (mm) para la ventana de observación.

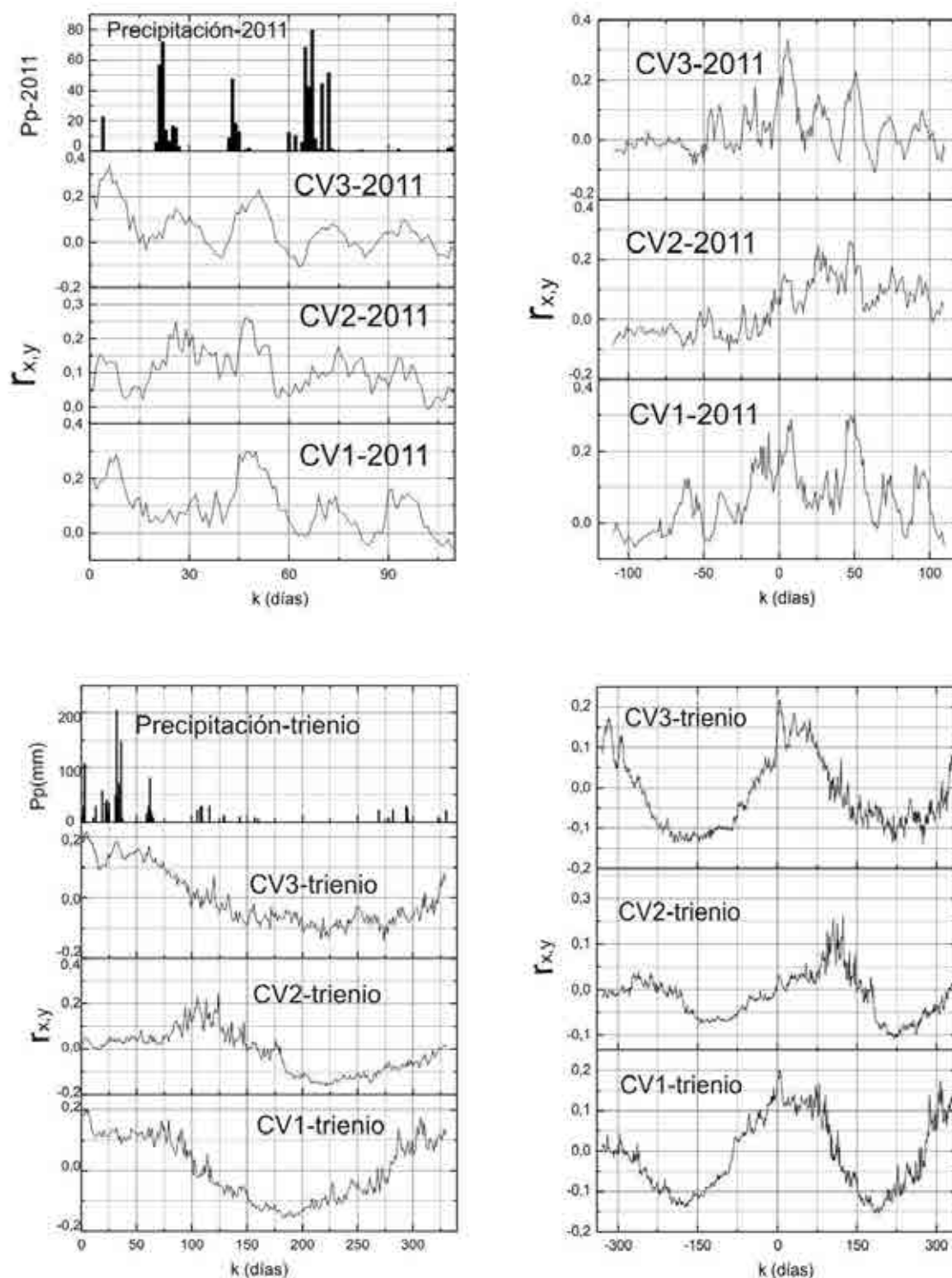


Figura 6.46. Correlogramas cruzados (precipitación, caudal de lixiviado) para los años 2011 y trienio 2009/2011 y los tres vertederos del Complejo Ambiental de la Costa del Sol. La parte izquierda incorpora detalle de la zona positiva de los correlogramas y precipitación diaria (mm) para la ventana de observación.

Los tres gráficos (figura 6.44) presentan mucho ruido como consecuencia de la etapa de calibración y puesta a punto de los caudalímetros. CV1 es claramente asimétrico respecto

a las ordenadas y presenta tres máximos de correlación (a los 6 días, 59 y 88 días) con coeficientes de correlación elevados (0,33). El tiempo de respuesta se sitúa en torno a los 11 días. CV2 presenta picos a los 4, 57 y 84 días y se alcanzan valores relativamente bajos del coeficiente (0,19), la simetría es poco evidente y el tiempo de respuesta es similar al anterior. Por su parte, CV3 es claramente asimétrico con picos a los 4,32 y 61 días alcanzando coeficientes de correlación relativamente elevados (0,32).

Analizando las representaciones de la zona positiva del correlograma junto a la lluvia diaria correspondiente a la ventana de observación, parece existir una cierta correspondencia entre coeficientes de correlación y precipitación.

Para el trienio los tres gráficos (figura 6.46) presentan un aspecto similar; CV1 y CV3 se parecen sensiblemente, con una pequeña zona con valores distintos a cero en la parte negativa del gráfico (ruido o errores de medida) que, en CV2, es mucho más acusada.

CV1 presenta un tiempo de respuesta elevado (101 días) y los máximos coeficientes de correlación se dan a los 4 y 6 días ($K=0,2$). Parece tratarse de un sistema relativamente inercial, la respuesta a las entradas se produce pasados más de tres meses. La simetría respecto a las ordenadas parece deberse al poco control que ejerce el vertedero sobre la señal de entrada. CV2 presenta un aspecto distinto, mucho más tendido y con un tiempo de respuesta de 150. Los máximos de correlación (que no llegan a 0,25) se dan a los 102 y 124 días, y la simetría en este caso es inexistente, todo ello parece evidenciar las entradas procedentes de la recirculación que se superponen a las entradas debidas a la precipitación. Los máximos del coeficiente de correlación se sitúan entre los días 75 y 175, lo que se corresponde con los máximos de recirculación para los tres años. El gráfico de volúmenes recirculados mensuales (figura 6.47) muestra estos máximos entre los meses 3 y 6. Por su parte, CV3 presenta un aspecto muy similar a CV1 con un tiempo de respuesta similar (99 días), y máximas correlaciones a los 3, 5 y 32 días. La simetría es menos acusada que en el primer vertedero. Cuando se analiza la parte positiva del gráfico y se compara con las entradas (en definitiva con el hidrograma de las precipitaciones) se ve que tanto en CV1 como en CV3, aparecen valores del coeficiente de correlación elevados al inicio y final del año natural y valores más bajo durante el verano. Parece existir cierta correspondencia entre coeficiente de correlación y precipitación. Esto no es así para CV2, que presenta los máximos coeficientes desplazados un trimestre respecto de los anteriores, posiblemente como consecuencia de ser el mayor destinatario de la recirculación de lixiviados o de entradas procedentes del exterior.

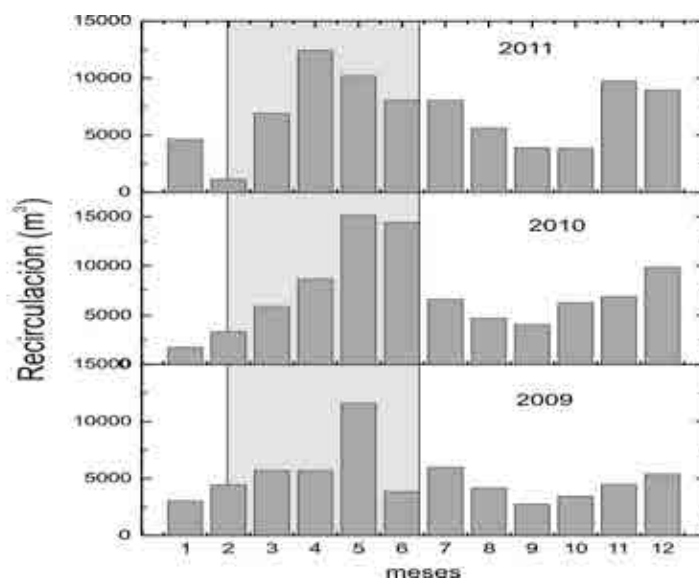


Figura 6.47. Recirculación de lixiviados mensual (m³) para los años 2009 a 2011, puede apreciarse como aproximadamente entre los meses 3 y 6 se producen las máximas recirculaciones.

En todos los gráficos se presentan evidencias de errores en las mediciones (la curva entra en el cuadrante cuarto del gráfico de correlación cruzada). Hubiera sido deseable disponer de datos más detallados relativos, no sólo a la recirculación, sino también a las entradas externas al Complejo Ambiental.

En suma, los correlogramas cruzados ponen en evidencia las importantes entradas que tienen lugar mayoritariamente en CV2, así como la existencia de cierta correspondencia entre coeficiente de correlación y precipitación.

6. 5. Amplitud Cruzada

La función amplitud permite determinar que picos se amplifican, desaparecen o se atenúan (comparando con el espectro de densidad de los datos correspondientes a las entradas disponibles, en este caso, la precipitación).

Cuando comparamos el gráfico (figura 6.48) correspondiente a la densidad de varianza de la precipitación para el trienio 2009-2011, con la función amplitud cruzada para los caudales de lixiviados medidos en los tres vasos del Complejo Ambiental puede observarse que, para CV1 y CV3 la función amplitud cruzada amplifica la señal de entrada para las frecuencias más bajas (frecuencias de 0,003 día⁻¹ o periodo de 330 días). En el caso de CV1 amplifica también la frecuencia correspondiente al periodo de 60 días, el resto de frecuencias se ven claramente atenuadas (especialmente las correspondientes a los periodos de 27, 19 y 10 días, las correspondientes al periodo semanal prácticamente

desaparecen en CV1). Para CV2 se atenúan significativamente las frecuencias bimensuales y mensuales, y desaparecen prácticamente las de dos y una semana, sin embargo CV2 no amplifica la frecuencia correspondiente al periodo de 330 días. De hecho, la magnitud promedio de la función amplitud cruzada para las frecuencias medias (considerada estas de 0,05 a 0,3 días⁻¹) para los caudales de los tres vasos de vertido quedan muy por debajo del espectro de varianza para la precipitación (0,45, 0,56 y 0,41 días⁻¹ para CV1, CV2 y CV3 frente a 2,01 días⁻¹ para la precipitación). CV2 mantienen los picos correspondientes al ciclo anual (330 días) y bimensual (60 días), y atenúa sensiblemente la correspondientes al mes y a las dos semanas, las semanales se reducen aún más.

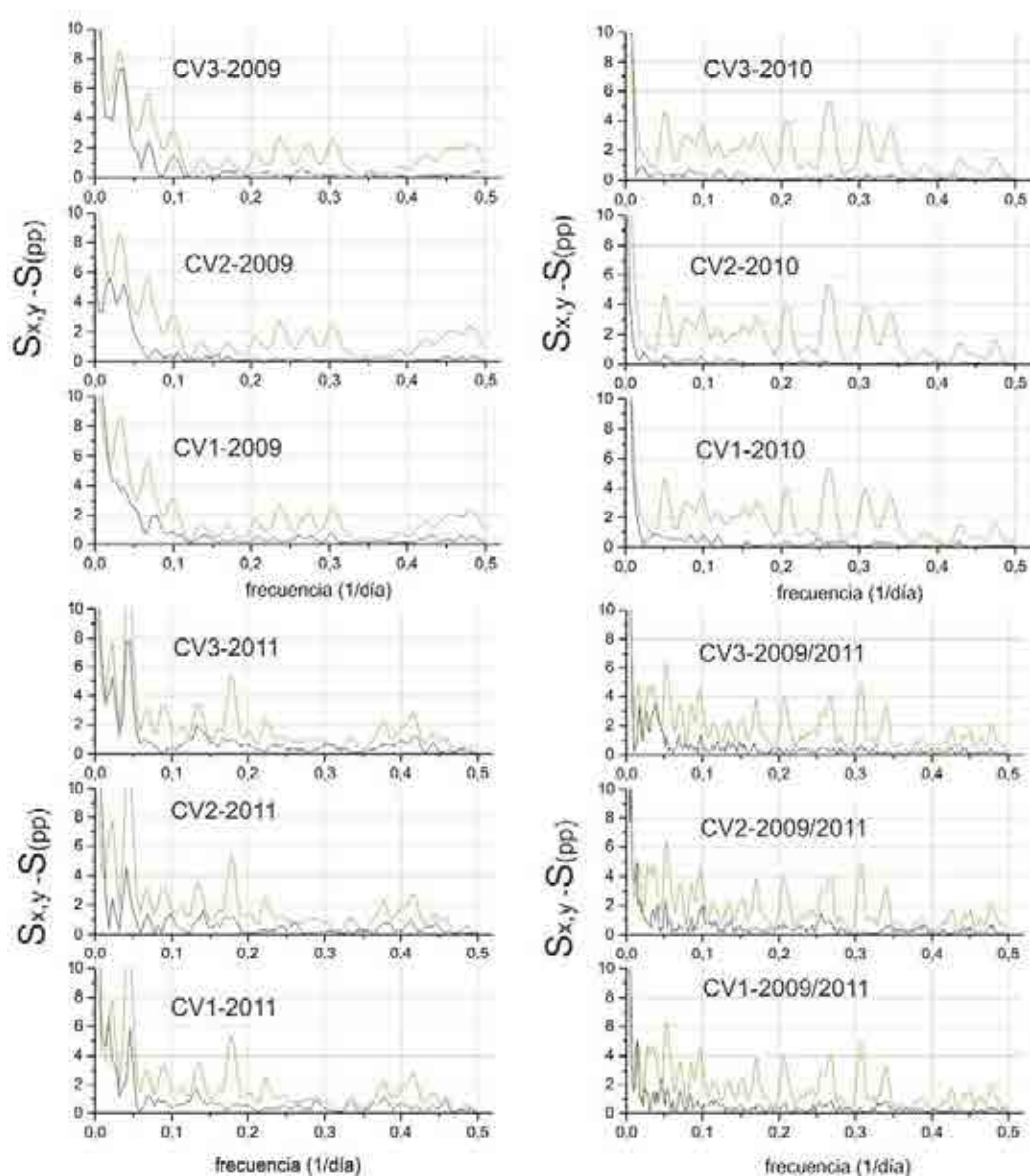


Figura 6.48. Función amplitud cruzada para los tres vertederos del Complejo Ambiental de la Costa del Sol (año 2009 a 2011 y trienio, en gris se representa el espectro de densidad de la precipitación).

	S(pp,CV1)	S(pp,CV2)	S(pp,CV3)	S(pp)
2009	0,47	0,23	0,40	1,60
2010	0,27	0,15	0,24	2,11
2011	0,59	0,54	0,61	1,75
trienio	0,45	0,56	0,41	2,01

Tabla 6.16. Promedio de la función amplitud cruzada para las frecuencias medias (0,06 a 0,3 para los años enteros y 0,05 a 0,3 para los trienios) para los tres vertederos considerados y espectro de varianza de la precipitación.

La tabla 6.16 presenta las frecuencias promedio medidas, para la zona de frecuencias medias para los tres años considerados y los tres vasos de vertido. En todos los casos CV2 filtra la señal de entrada en mayor medida que los otros dos vertederos, siendo la diferencia más patente durante el año 2010.

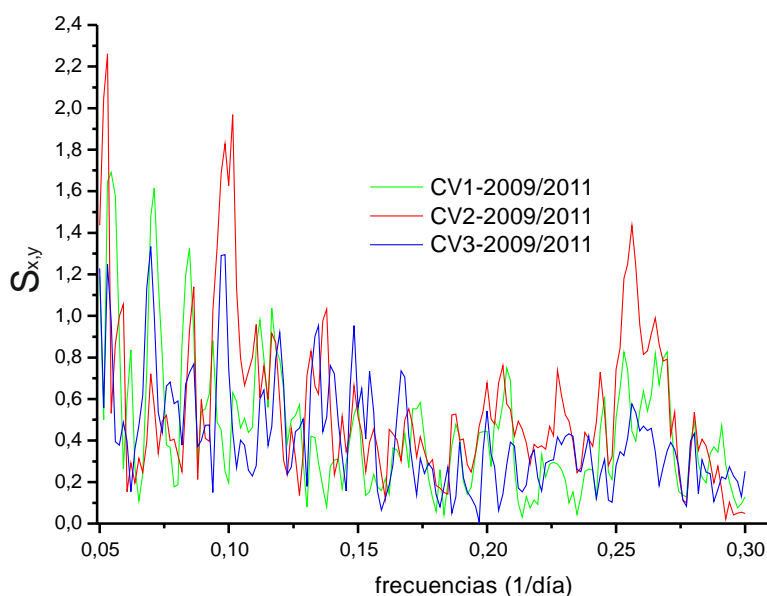


Figura 6.49. Función amplitud cruzada para la zona de frecuencias medias para los tres vertederos considerados y el trienio 2009/2011.

Durante 2009, CV1 filtra (figura 6.48) de manera clara la señal de entrada desapareciendo muchos de los picos observable en el espectro de varianza de la precipitación (los correspondientes al mes, semana y la de 10 días) conservándose solamente la correspondiente a 14 días (frecuencia de 0,0773 día⁻¹).

CV3 presenta un comportamiento algo distinto, el filtrado parece más efectivo a partir de los 10 días, las correspondientes al mes y dos semanas son visibles con un grado de filtrado menor que en el caso de CV1. Para CV2 las frecuencias correspondientes a 44 y 27 días son muy evidentes, quedando el resto muy atenuado. Además, al contrario de lo que

ocurre en los otros dos vertederos, las frecuencias más altas no quedan por debajo de las correspondientes al espectro de densidad de la precipitación.

Para el año 2010 la señal de entrada es filtrada de forma que la salida prácticamente no presenta pico alguno comparable con aquella, debe tenerse en cuenta que se trata de un año especialmente lluvioso lo que sin duda influye en este caso. La tabla 6.16 muestra un grado de atenuación considerable. 2011 presenta unos resultados totalmente distintos, en los tres casos se conservan gran parte de los picos de la precipitación para las frecuencias medias. CV2 es el que presenta un mayor filtrado, no obstante casi todas las frecuencias del espectro de densidad de varianza de la precipitación se conservan, como puede apreciarse en el gráfico. Algo similar ocurre para CV1, sin embargo para CV3 desaparecen prácticamente todas las periodicidades correspondientes a los 11, 15 y 6 días (frecuencias de 0,0909, 0,0682 y 0,1773 días⁻¹). En este caso, como en los anteriores años, parece que el efecto filtro es mayor para CV2 y menor para CV3.

Llama la atención el hecho de que el promedio de la función amplitud, si atendemos al trienio en lugar de a los años considerados separadamente (figura 6.49), para CV2 sea más elevado que para los otros dos vertederos, esto se debe a que determinadas frecuencias quedan menos atenuadas en CV2 que en CV1 y CV3, y estas son precisamente las correspondientes a los ciclos de recirculación (frecuencias de 0,05 día⁻¹ o ciclo de tres semanas, de 0,1 días⁻¹ o diez días, de 0,1379 día⁻¹ para la semana y de 0,2561 día⁻¹ para los 4 días) precisamente por tratarse del vaso que recibe más cantidad y con mayor frecuencia de lixiviados recirculados y los aportes procedentes de fuera del Complejo Ambiental (lo que acentúa los picos de frecuencia correspondientes).

6. 6. Función de Fase

La función de fase representa el tiempo que debe transcurrir hasta que se alcanza la máxima linealidad, la máxima correlación entre entradas y salidas. El desfase para la señal de entrada y la de salida, para cualquier frecuencia vendrá dado por la expresión $T=\theta (2\pi f)^{-1}$, donde T =días, θ =radianes, f =frecuencia). Otra forma de calcular el desfase es la propuesta por Padilla y Pulido (1995) a partir de la pendiente de la recta de mejor ajuste a la función. Los resultados son los que muestran las tablas 6.18 y 6.19, este segundo método de cálculo presenta el inconveniente de que la elevada variabilidad de la función provoca ajustes que no siempre son los mejores, dando lugar a valores elevados de la función fase media. En general los desfases más elevados se dan en CV3 (entre la semana y las dos semanas), el vertedero más joven (menos saturado que los otros vasos, y con movimiento de gases y lixiviados); y los menores en CV1 (entre la semana y los 3 días), y algo menos para CV2. Los

desfases para el trienio son mayores por efecto acumulativo y oscilan entre algo más de una semana y las dos semanas (de 9 a 15 días) (figura 3.3 del Anexo III).

	2009		2010		2011		trienio	
	desfase promedio	desfase regresión	desfase promedio	desfase regresión	desfase promedio	desfase regresión	desfase promedio	desfase regresión
CV1	7	1	7	9	3	9	-13	18
CV2	3	1	-1	26	2	27	-9	27
CV3	14	1	5	8	-12	5	15	6

Tabla 6.17. Desfase promedio para los tres vertederos obtenido mediante regresión y promediando la función fase para todas las frecuencias (en días)

	2009	2010	2011	trienio
CV1	-1	10	-1	-18
CV2	-3	-3	6	-6
CV3	15	-2	-1	-18

Tabla 6.18. Desfase promedio para las frecuencias medias (0,01 a 0,3 día⁻¹) de los tres vertederos (en días)

No obstante lo anterior se ha recalculado el desfase promedio considerando las frecuencias intermedias (en este caso, las frecuencias situadas entre 0,01 y 0,3 días⁻¹ para periodos de 3 meses a 1 semana, con el fin de abarcar un rango amplio) obteniendo los resultados de la tabla 6.18 que parecen ajustarse más a la realidad. Los mayores desfase se dan para CV3 (el vertedero más joven activo desde 2008), seguido muy de cerca por CV1 (vertedero más viejo ya sellado). CV2 presenta desfases que no llegan a la semana, posiblemente en ello influya el efecto acumulado de la suma de todas las entradas (precipitación, recirculación y aportes externos) que aceleran el tiempo de salida del lixiviado.

6. 7. Función Coherencia

La función Coherencia permite distinguir si las variaciones en las salidas se corresponden con las variaciones en las entradas. En sistemas lineales los valores altos indican que las salidas son consecuencia de las entradas, los valores bajos de la función indican la influencia de otras funciones o variables.

La tabla 6.19 muestra los valores medios de la función para los años estudiados y los tres vertederos (figura 6.50). Para cada año, CV2 arroja los valores más bajos, lo cual es lógico teniendo en cuenta que es el mayor receptor de aportes externos. Sin embargo cuando se contempla el trienio la situación se invierte, CV2 presenta el valor más alto, posiblemente por las mismas causas que se expusieron al analizar la función amplitud cruzada (determinadas frecuencias quedan menos atenuadas en CV2 que en CV1 y CV3, y estas son las correspondientes a los ciclos de recirculación).

	CV1	CV2	CV3
2009	0,49	0,41	0,49
2010	0,22	0,14	0,20
2011	0,49	0,43	0,48
trienio	0,36	0,42	0,32

Tabla 6.19. Función coherencia promedio para las frecuencias medias (0,01 a 0,3, día⁻¹) de los tres vertederos

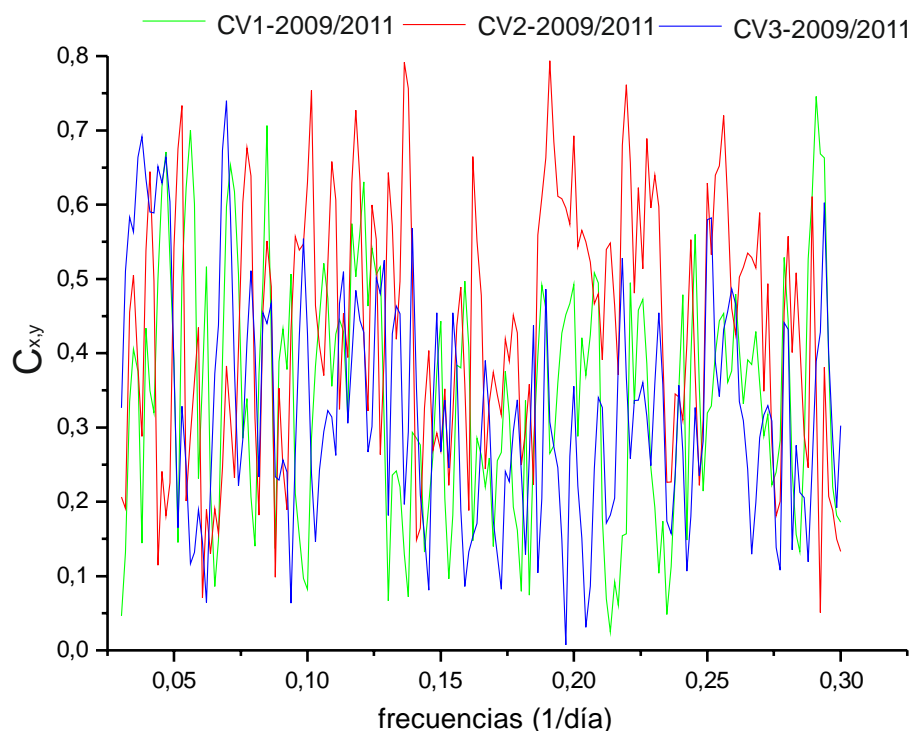


Figura 6.50. Función coherencia para la zona de frecuencias medias para los tres vertederos considerados y el trienio 2009/2011.

Si analizamos la función coherencia para los tres vasos de vertido (figura 3.4 del Anexo III) veremos que tanto CV1 como CV3 presentan valores muy poco altos para las frecuencias situadas entre los periodos correspondientes a entre 2 semanas (0,07 día⁻¹) y 3 días (0,3 día⁻¹), debiendo recordarse aquí que estas periodicidades se corresponden con los vaciados de cubas procedentes de las Plantas de Transferencia que mayoritariamente se realizan a CV2.

6. 8. Función Ganancia

La función ganancia representa la manera en que la señal de entrada es modificada por el sistema, puede ampliarla o atenuarla (mayor o menor que 1 respectivamente, puesto que en esencia es una regresión de las entradas sobre las salidas). El valor que adopta esta función para cada frecuencia es indicativo del poder de disipación de energía del sistema concreto (Fernández Cortés, 2004). En el caso que nos ocupa se aprecian determinadas

frecuencias críticas por encima de la unidad, indicativas de fenómenos no asimilables por el sistema. En general, se amplifican muy pocas frecuencias, la mayor parte se atenúan.

Del análisis de los gráficos (figura 3.5 del Anexo III) correspondientes a las series trienales se deduce que estas frecuencias se corresponden con los periodos de 3 semanas y mes y medio, además de la correspondiente al ciclo anual (330 días correspondiente a la ventana de observación) en CV1 y CV3; y de 5,5, 3 y 1,5 meses en CV2 (periodicidades muy poco empleadas en cada uno de los vertederos, salvo la de 6 semanas que, no obstante, es la menos frecuente de las habituales). En general, no parece que las frecuencias altas queden atenuadas (menores que 1), ni que las bajas se amplifiquen, por lo que no parece haber una acumulación de la señal de salida, de hecho a la vista de los gráficos correspondientes, CV3 parece amplificar algunas frecuencias medias y bajas (2010, 2011 y trienio) y atenúa las altas, al contrario que los otros dos vertederos. CV1 parece amplificar algunas frecuencias bajas (trienio) pero estas son las más cercanas a la frecuencia de corte (3 días aproximadamente). En suma, parece a la vista de lo anterior que para CV2 predomina la transmisión frente al almacenamiento de lixiviados, frente a CV1 y CV3 que parecen estar almacenando, aunque esta conclusión debe acogerse con las debidas reservas puesto que las ampliaciones comentadas se sitúan muy cerca o en la frecuencia de corte, y para CV2 la atenuación de las frecuencias altas es poco clara.

Función Ganacia		
CV1	1,26	0,27(0,26)
CV2	1,21	0,32(0,31)
CV3	1,19	0,26(0,28)

Tabla 6.20. Función Ganancia promedio (frecuencias de 0,01 a 0,3, día⁻¹).

Considerando el trienio como periodo más representativo y a la vista de los gráficos correspondientes, pocas son las frecuencias que se amplifican (que son superiores a 1), la tabla 6.20 muestra que CV1 en promedio amplifica más que CV2, siendo CV3 el que menos amplifica. Se destaca el hecho de que el vertedero receptor de recirculados por excelencia, CV2, presenta picos en frecuencias relativamente bajas frente a los otros dos. El promedio de las frecuencias que bajan (menores de 1) es significativamente mayor que en CV1 y CV3 (0,31 día⁻¹ frente a 0,26-0,28 día⁻¹), es decir existe una seria atenuación de la entrada para CV2 en comparación con los otros vertederos (vertedero que recibe más aportes y además vertedero con mayor espesor de residuos).

Cuando analizamos año a año los resultados de la función ganancia, las conclusiones son similares. Llama la atención la casi inexistencia de ampliaciones para CV3 y CV2 para los años 2009, 2010 y 2011 considerados individualmente (salvo el periodo de 55 d para

CV2 en 2009, y de 4 días en 2011). Las atenuaciones de la señal son muy significativas en todos los vertederos que ejercen una importante función de filtro, principalmente para periodos de mes y medio o más bajos, solamente CV3 presenta frecuencias más bajas en 2009 y 2010 (73 días).

7. Caudales clasificados y curvas de recesión

Todos los intentos de realizar análisis de las curvas de recesión mediante el método de Mangín fueron infructuosos, todas las curvas de agotamiento localizadas en los hidrogramas se ven afectadas por los aportes externos y la recirculación haciendo inviable la aplicación del método.

Si fue posible establecer las curvas de caudales clasificados. Las series de caudales diarios se dividieron en clases de 0,05 l/s determinándose el número de días que cada vertedero ha estado drenando caudales correspondientes a cada clase. Finalmente se calculó la correspondiente frecuencia acumulada. También se elaboraron las gráficas de frecuencias acumuladas (escala probabilística) en relación a las clases de caudales en escala logarítmica.

La figura 6.51 representa dichos gráficos. Para CV2 puede observarse como casi el 90% de los caudales son inferiores a 2 l/s, frente a CV1 y CV3, para los cuales, el 70% es inferior a 1 l/s. Esto evidencia que las entradas a CV2 son muy superiores a las de los otros vertederos al tratarse del principal receptor de lixiviados recirculados. En los tres casos, y a partir del gráfico de probabilidades, pueden distinguirse tres tramos, aunque de forma mucho menos clara que para los manantiales naturales. Para CV2 el primer tramo puede subdividirse en dos subtramos e incorpora caudales inferiores a 0,15 l/s. En los tres casos afecta a un porcentaje muy bajo de los datos (el 1%, salvo para CV1 con el 10%). Puede corresponderse con el drenaje de los vertederos en situación similar al agotamiento en manantiales. El segundo tramo incluye caudales de entre 0,15 y 3 l/s y engloba hasta el 99% de los datos. Para CV3 si se aprecia claramente que la pendiente del segundo tramo es mayor, lo que indica una disminución más lenta de los caudales. Para CV1 y CV2 las pendientes prácticamente se mantienen. El tramo final se corresponde con caudales por encima de 3 l/s, afecta a un porcentaje muy bajo de datos. Debe señalarse que la distinción de los tramos es mucho más clara en CV3 que en los otros dos vertederos, posiblemente por tratarse del vaso de vertido más joven, en activo y que recibió recirculación solamente durante 2011, frente a CV1 ya sellado y CV2 destinatario principal del recirculado y de los aportes externos.

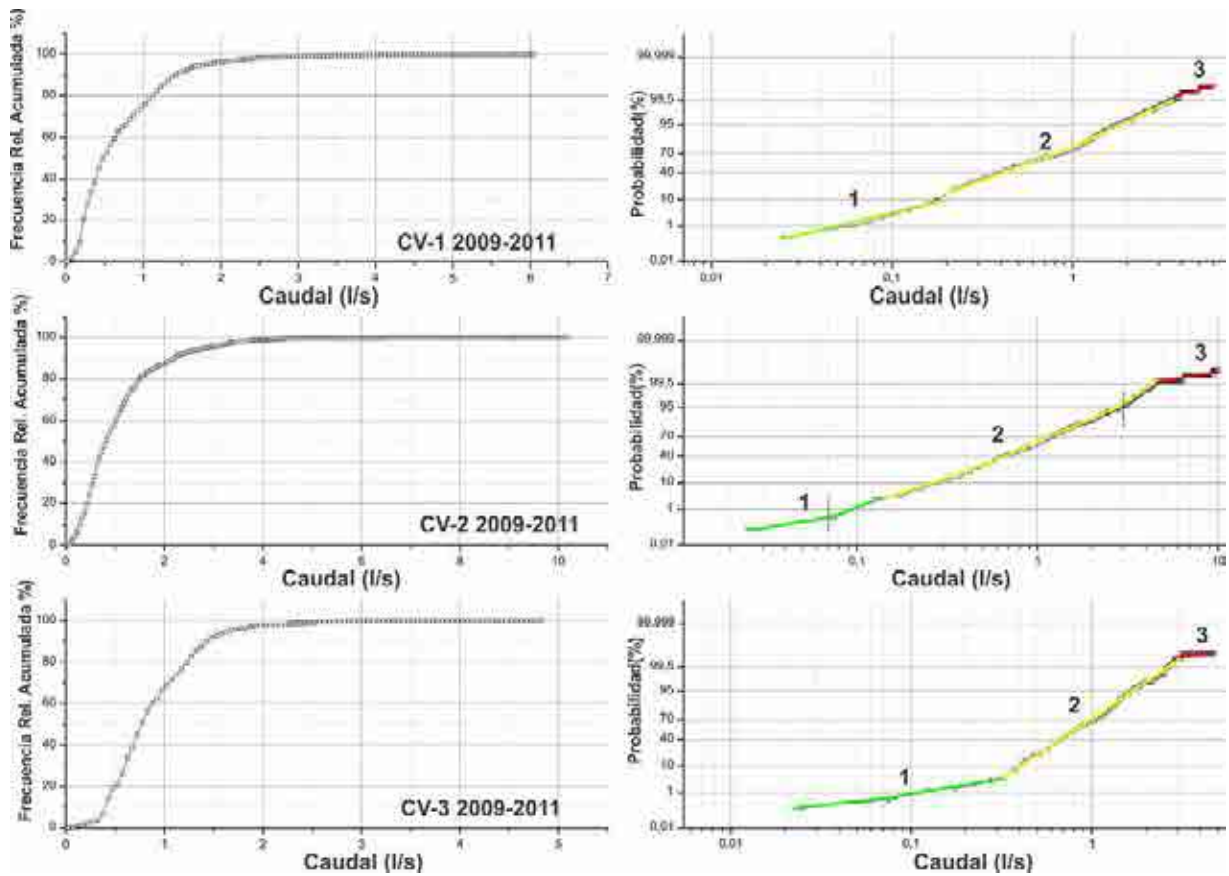


Figura 6.51. Gráficos de caudales clasificados para los tres vertederos y el periodo 2009 a 2011, con la frecuencia relativa acumulada en escala aritmética (izquierda) y probabilística (derecha).

8. Análisis de Wavelet. Datos Utilizados

Se aplicó la metodología expuesta a las series de caudales diarios de lixiviados y a las precipitaciones diarias correspondientes medidas durante los años 2009, 2010 y 2011. Como ya se indicó, aunque el año 2009 adolece de errores de medición por tratarse del periodo de calibración de los caudalímetros, se incluyó en el tratamiento con objeto de aprovechar toda la información disponible (aunque las conclusiones deban acogerse con las debidas precauciones).

Se dispone de datos de niveles de las balsas de lixiviados desde 2001 hasta 2011 aunque hay que distinguir dos periodos, del 2001 al 2008 y del 2009 al 2011. Ello se debe a que en 2008 se construyen los dos nuevos depósitos (de 3000m³, antes eran balsas de menor capacidad) y se inicia la explotación de CV3. Por ellos es difícil hacer una correlación entre niveles y caudales (no se registró todo lo que se recirculaba, ni su origen o vaso final de destino), se optó por cruzar esa variable en bruto (nivel) con la precipitación y con una nueva variable denominada AE (entradas externas).

AE representa las entradas procedentes de fuera del sistema, es decir el porcentaje de recirculado procedente de los otros vasos (en cada simulación podemos incluir un porcentaje de recirculado del vaso que estamos simulando, pero no el porcentaje de recirculación que procede de los otros dos vasos o de fuera del Complejo), más los aportes de cubas y otros aportes externos como entradas desde fuera (desde la cuenca vertiente por fallos en la canales perimetrales...). Se calculó restando a la suma de caudales medidos para los tres vasos, la suma de los caudales simulados, de forma similar al método empleado por Salerno y Tartari (2009) para estimar los aportes desde fuera de una cuenca hidrológica.

8. 1. Caudal anual de lixiviado

Inicialmente se trataron los valores diarios de caudal de lixiviado medido para los tres vasos del Complejo Medio Ambiental año tras año, así como los valores de precipitación diaria. En todos los casos las series se sometieron a una transformación percentual (Grinsted et al., 2004) porque se alejan bastante de una distribución normal. Como era de esperar, no se llega a apreciar una relación clara entre precipitación y caudal de lixiviado medido previsiblemente como consecuencia de la gran cantidad de aportes que recibe cada vertedero a través de la recirculación y de los aportes externos, especialmente el vaso número dos. Con la intención de no resultar reiterativo y a modo de ejemplo, sólo se incorporan los gráficos correspondientes al año 2011 para los vasos CV1 y CV2 (figura 6.52).

El espectro continuo para CV1-2011 presenta relativamente bastantes coincidencias entre las transformadas de wavelet para la lluvia y el caudal de lixiviado (apreciable para las bandas de 50 a 100 días en los periodos de 16 a 64 días y aproximadamente a los 300 días para las frecuencias cercanas a la semana). Para CV2-2011 las periodicidades semanales se conservan pero las superiores a 32 días prácticamente desaparecen (banda de 50/100 días).

Analizando los espectros cruzados y de coherencia (figura 6.53) se puede observar como para CV1-2011 se conservan en la función cruzada las zonas coincidentes para los periodos de 32/64 días (en fase, en la banda 50/150 días) que se repiten en el gráfico de coherencia, además se presentan zonas en fase en este último gráfico para las bandas desde inferiores a la semana hasta las 2 semanas (300 días) que parecen poner de manifiesto la existencia de una menor influencia de las recirculaciones y aportes externos a favor de una mayor influencia de la precipitación.

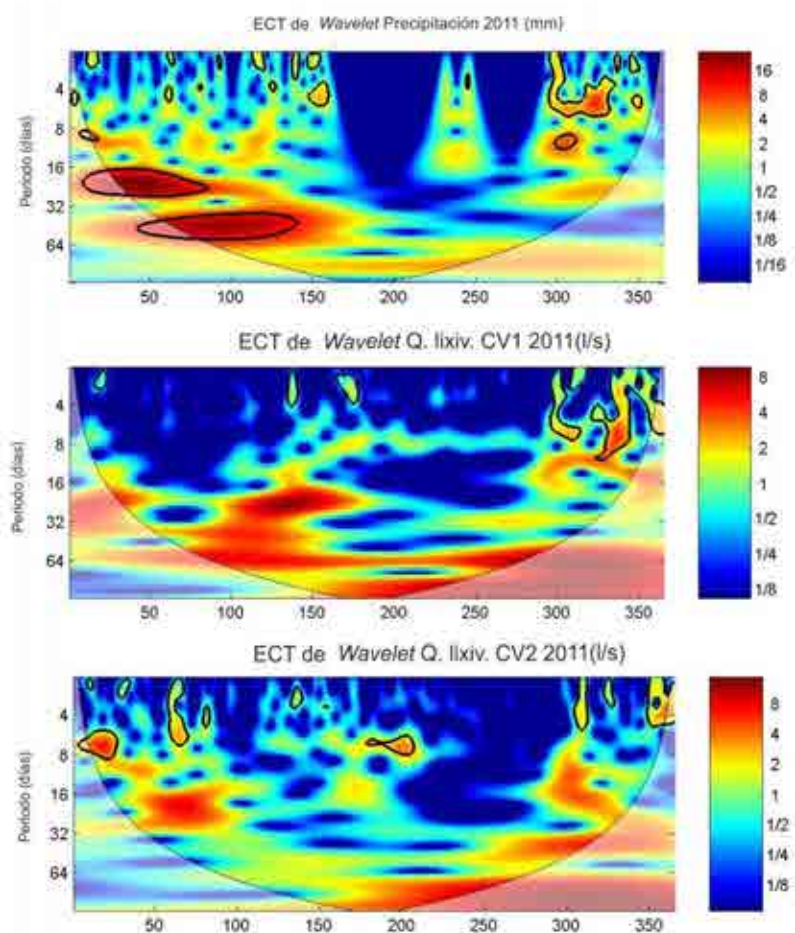


Figura 6.52. Espectro continuo de la transformada wavelet de los datos de precipitación diaria para el Complejo Medio Ambiental de Casares y de los datos de caudal diario de lixiviado medidos en los vasos CV1 y CV2 para el año 2011. Se muestra el cono de influencia que delimita el efecto de borde donde los resultados no son interpretables.

Para CV2-2011 la situación es muy distinta, en los escalogramas correspondientes inicialmente se ven coincidencias para los periodos semanales, mensuales y de dos meses (para las bandas de 50 días aproximadamente, de 150 a 250 días y en torno a los 300 días) que claramente se muestran en anti-fase o con fuertes desfases en el espectro cruzado, salvo para el periodo correspondiente al mes y medio que se conserva en el escalograma de coherencia, todo ello parece indicar la fuerte influencia de los aportes externos sobre el caudal drenado en detrimento de la influencia de la precipitación.

Para el año 2009 y 2010 se detecta una clara ausencia de causalidad entre caudal de lixiviado medido y precipitación, solamente se detecta de forma incipiente una periodicidad mensual para los vasos CV1 y CV3. CV2 no muestra periodicidades claras.

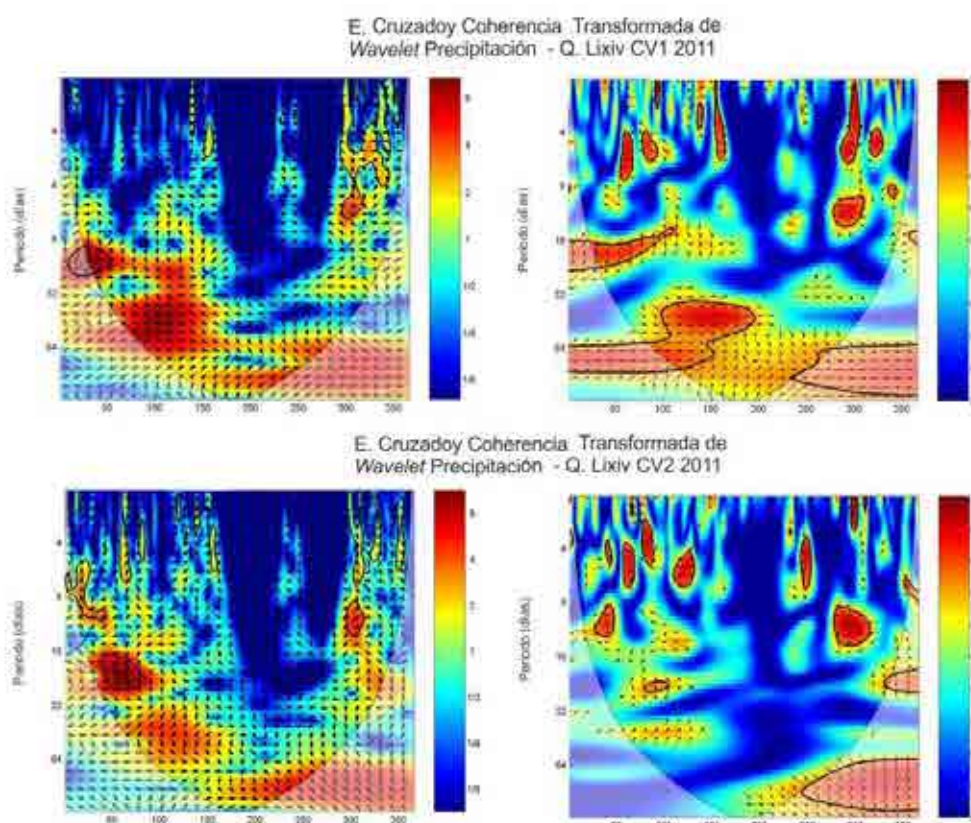


Figura 6.53. Espectros Continuos Cruzados y de Coherencia de la transformada wavelet de los datos de precipitación diaria para el Complejo Medio Ambiental de Casares y de los datos de caudal diario de lixiviado medidos en los vasos CV1 y CV2 para el año 2011. Se muestra el cono de influencia que delimita el efecto de borde donde los resultados no son interpretables.

Caudal de lixiviados Trienio 2009/2011

Considerando el trienio 2009/2011 y los espectros continuos correspondientes a la transformada continua de wavelet de la precipitación y de los caudales de lixiviados del

vaso uno (CV1), llama la atención para la primera variable las zonas (tonos azules) de bajo valor de la transformada coincidentes con los estiajes (gráfico de precipitaciones de la figura 6.54), entre ellos se detectan manchas con valores elevados de la función (con nivel de confianza superior al 95%) que se extienden para los periodos desde semanal a bimensual.

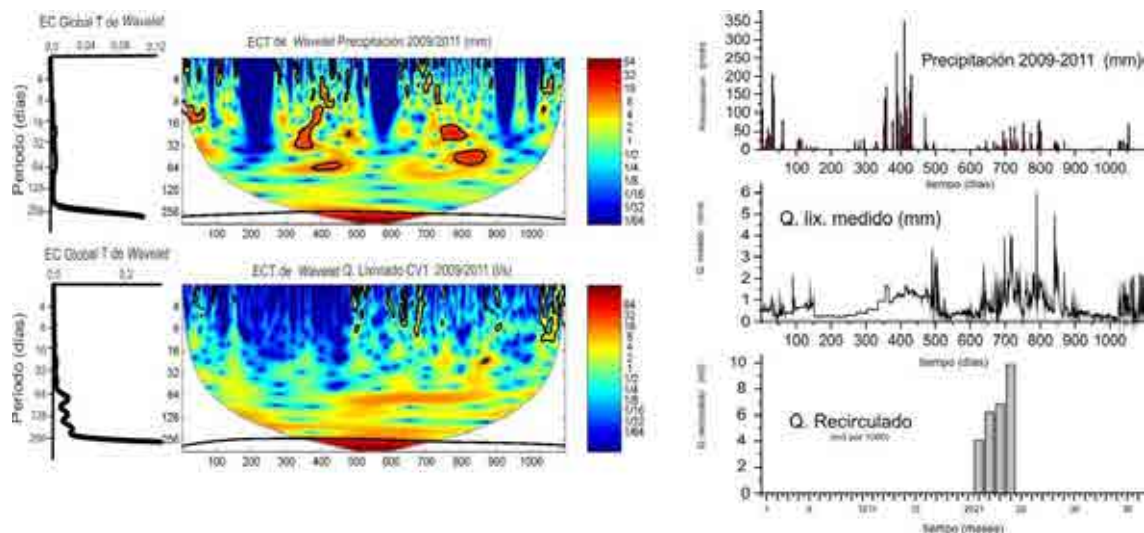


Figura 6.54. Espectros Continuos y globales de la transformada wavelet de los datos de precipitación diaria para el Complejo Medio Ambiental de Casares y de los datos de caudal diario de lixiviado medidos en el vaso CV1 para el trienio 2009/2011. Se incluyen los datos de precipitación diaria, caudal de lixiviado y volumen recirculado (mensual).

Si consideramos la transformada continua de los caudales medidos de lixiviados veremos que ambos gráficos muestran coincidencia para el periodo de 32/64 días (intervalo situado entre los 850 y los 920 días) con un nivel de confianza superior al 95% y prácticamente en fase (espectro de coherencia de la figura 12.7). Puede observarse otra zona con similares características para el periodo 64/128 días (entre los días 950 a 1050), aunque esta mucho menos clara que la anterior. Otras zonas en fase con el mismo nivel de confianza se sitúan cerca de los 450, 900 y 1000 días para los periodos de 4 días a dos semanas (semanal y quincenal) que coinciden con los periodos de vaciado de cubas ya mencionados. Por su parte el espectro global señala los periodos de 16 días, 32/64 y mayor de 64 días.

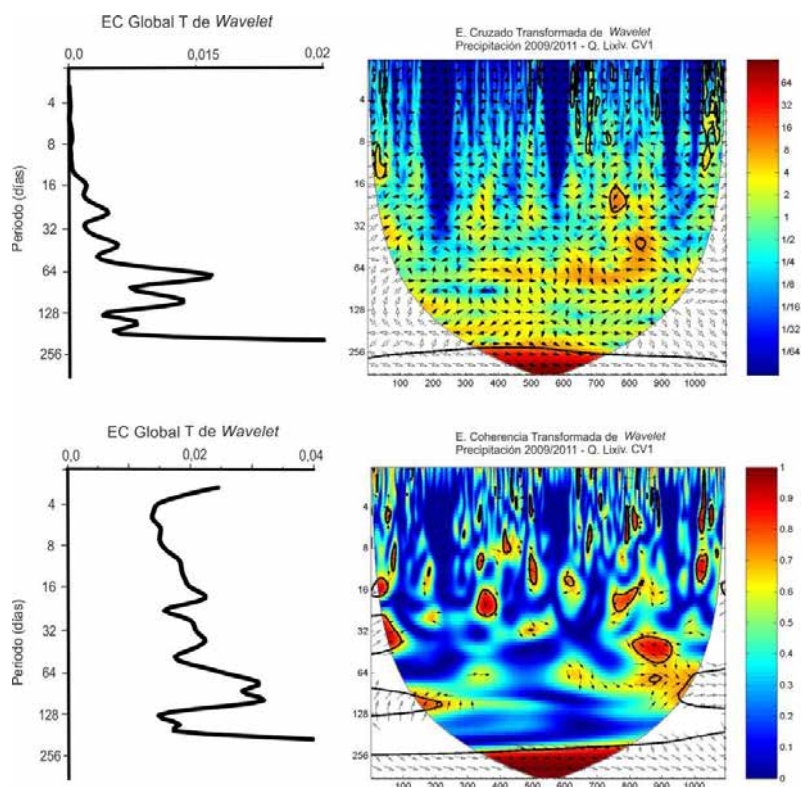


Figura 6.55. Espectros Continuos Globales, Cruzados y de Coherencia de la transformada wavelet de los datos de precipitación diaria para el Complejo Medio Ambiental de Casares y de los datos de caudal diario de lixiviado medidos en el vaso CV1 para el trienio 2009/2011. Se muestra el cono de influencia que delimita el efecto de borde donde los resultados no son interpretables.

Debemos de tener en cuenta que sobre el caudal medido de lixiviado intervienen otros aportes distintos a la precipitación, como la recirculación procedente de otros vasos, aporte de cubas de procedencia exterior o fallos en la infraestructura de drenaje, de forma tal que sólo en momentos puntuales es esperable una relación causa efecto clara entre precipitación y caudal de lixiviado, no obstante el vaso 1 de Casares sólo recibe recirculación de forma constante durante el periodo desde el mes 21 hasta el 24 (considerando los 36 meses del trienio 2009 a 2011). El ángulo medio de fase es de $-22,9$ (periodo de 16 días) y de $-51,5$ (32 días).

Todo ello indica un comportamiento del vaso CV1 muy influenciado por los aportes externos que pueden estar dando lugar a los episodios esporádicos con periodicidades mayoritariamente de orden bimensual, aunque también aparecen las semanales y bisemanales entre otras. No se aprecia una relación clara causa/efecto entre precipitación y caudales de lixiviado.

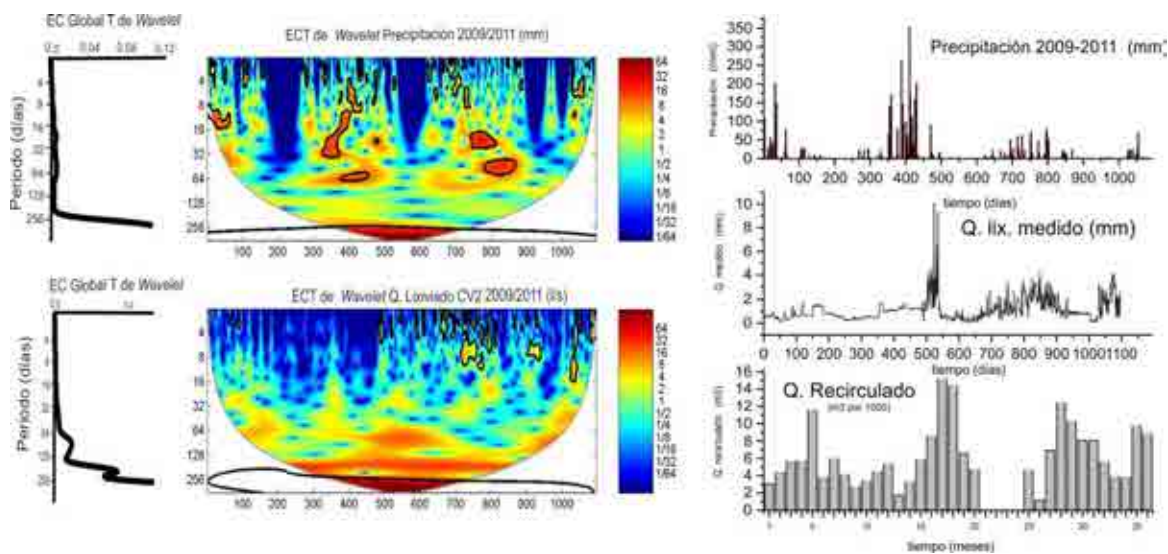


Figura 6.56. Espectros Continuos y globales de la transformada wavelet de los datos de precipitación diaria para el Complejo Medio Ambiental de Casares y de los datos de caudal diario de lixiviado medidos en el vaso CV2 para el trienio 2009/2011. Se incluyen los datos de precipitación diaria, caudal de lixiviado y volumen recirculado (mensual).

CV2 es el máximo receptor tanto de recirculados como de aportes procedentes del exterior, motivo por el cual la relación causal entre precipitación y caudal de lixiviados queda bastante poco clara. A la vista de los gráficos de precipitación y caudales (figura 6.56) parece que las entradas procedentes de la primera tardan aproximadamente 30/40 días en hacer notar su influencia, sin embargo, la influencia de la recirculación parece ser mucho más rápida. A la vista de los Espectros Continuos Globales, Cruzados y de Coherencia (figura 6.57) de la transformada wavelet de ambas variables parece claro que se detectan zonas coincidentes y en fase para el periodo de aproximadamente 128 días (banda de 500 a 850 días) (ángulo medio de desfase de $-34,3^\circ$). La periodicidad mensual también se detecta tanto en el espectro global como en el de coherencia. Existen diversas zonas en fase para el periodo semanal, aunque tan escasas como en el caso de CV1, probablemente por la continua entrada de aportes externos.

En general los resultados son poco claros, la relación causa/efecto entre las entradas por lluvia y las salidas como drenaje de lixiviados queda muy enmascarada por las recirculaciones y la influencia de los aportes externos.

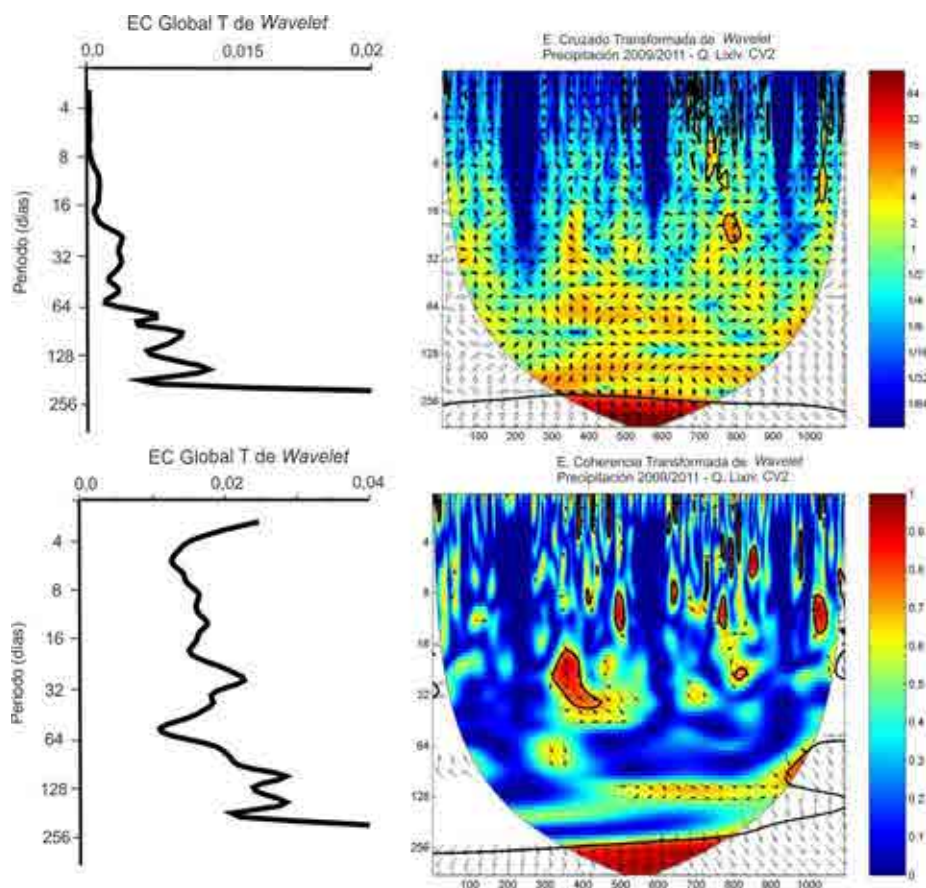


Figura 6.57. Espectros Continuos Globales, Cruzados y de Coherencia de la transformada wavelet de los datos de precipitación diaria para el Complejo Medio Ambiental de Casares y de los datos de caudal diario de lixiviado medidos en el vaso CV2 para el trienio 2009/2011. Se muestra el cono de influencia que delimita el efecto de borde donde los resultados no son interpretables.

Para CV3 el periodo mensual presenta las máximas coincidencias, en fase y dentro del nivel de confianza del 95% (50-100 días, 300 a 400 días y 700 a 800 días, ángulo de fase de $28,6^\circ$). Para periodos mayores (64 días) la zona central del gráfico de coherencia muestra una zona con anti-fase clara que sólo aparecen en fase en los límites del cono de influencia (100 y 1000 días de las figuras 6.58 y 6.59). El periodo de 256 días en fase parece corresponder a episodios anuales. El espectro global indica periodicidades distintas a las detectadas en los casos anteriores (CV1 y CV2) de orden mensual y mayores a la bimensual, claramente en desfase, lo que indica la ausencia de relación causa efecto entre precipitación y caudal de lixiviado medido.

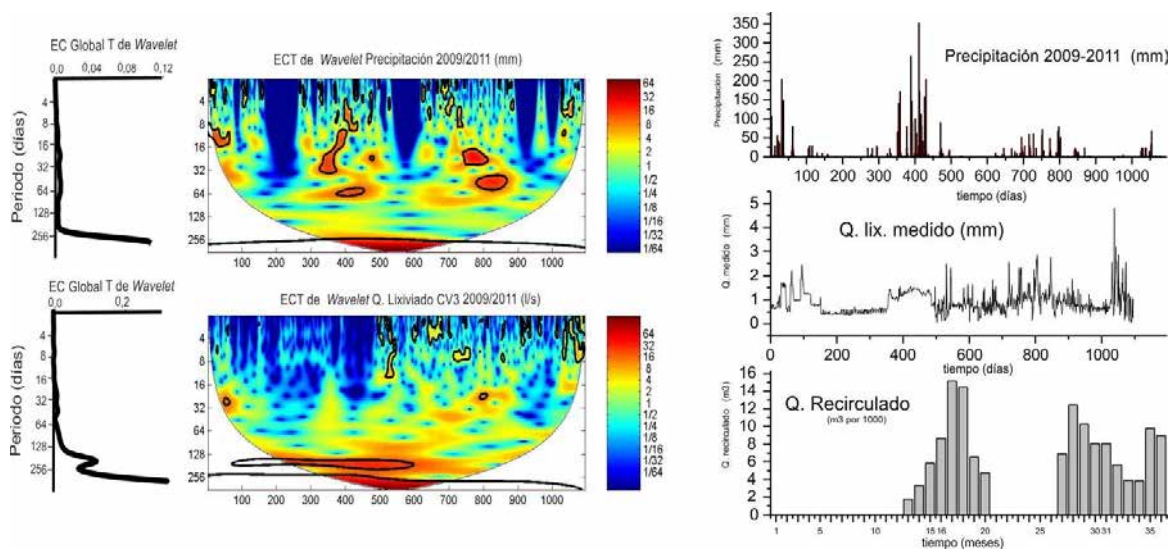


Figura 6.58. Espectros Continuos y globales de la transformada wavelet de los datos de precipitación diaria para el Complejo Medio Ambiental de Casares y de los datos de caudal diario de lixiviado medidos en el vaso CV3 para el trienio 2009/2011. Se incluyen los datos de precipitación diaria, caudal de lixiviado y volumen recirculado (mensual).

A la vista de los gráficos de precipitación, los periodos de recirculación se corresponden con cierto desfase con los de fuerte precipitación, pero esto no se refleja en los caudales drenados como consecuencia de los aportes externos. En suma, la relación entre precipitación y drenaje de lixiviados sólo se detecta de forma clara para periodos mensuales como consecuencia probablemente de tratarse de un vertedero en explotación con un área activa receptora directa de la lluvia.

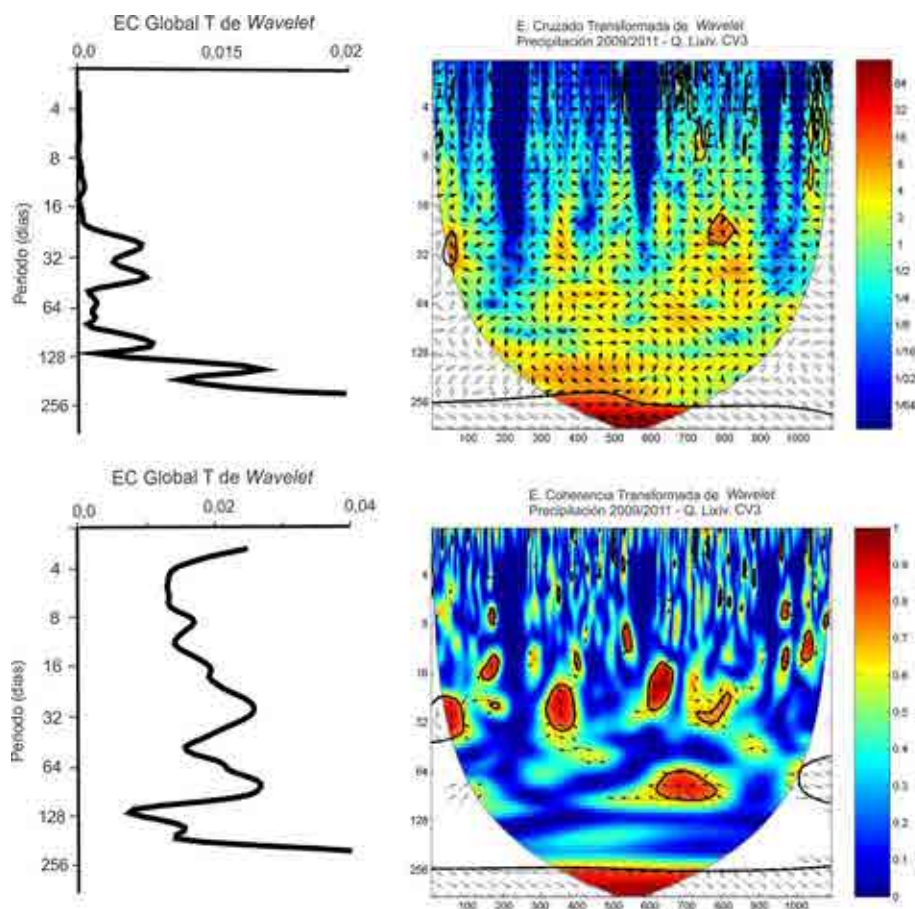


Figura 6.59. Espectros Continuos Globales, Cruzados y de Coherencia de la transformada wavelet de los datos de precipitación diaria para el Complejo Medio Ambiental de Casares y de los datos de caudal diario de lixiviado medidos en el vaso CV3 para el trienio 2009/2011. Se muestra el cono de influencia que delimita el efecto de borde donde los resultados no son interpretables.

8. 2. Niveles

Como se indicó, los niveles de lixiviados se miden actualmente en dos depósitos colectores que recogen el lixiviado procedente de los tres vasos de vertido. Antes de 2008 existía una balsa en la que también se medían los niveles, de ahí que se hayan diferenciado dos series de datos, la primera cuenta con mediciones desde el año 2001 hasta el 2008, y la segunda se corresponde con el trienio 2009/2011 iniciándose con la puesta en marcha de CV3. Las mediciones se realizan en regletas graduadas y corresponden a la altura relativa del nivel de lixiviado medido en metros.

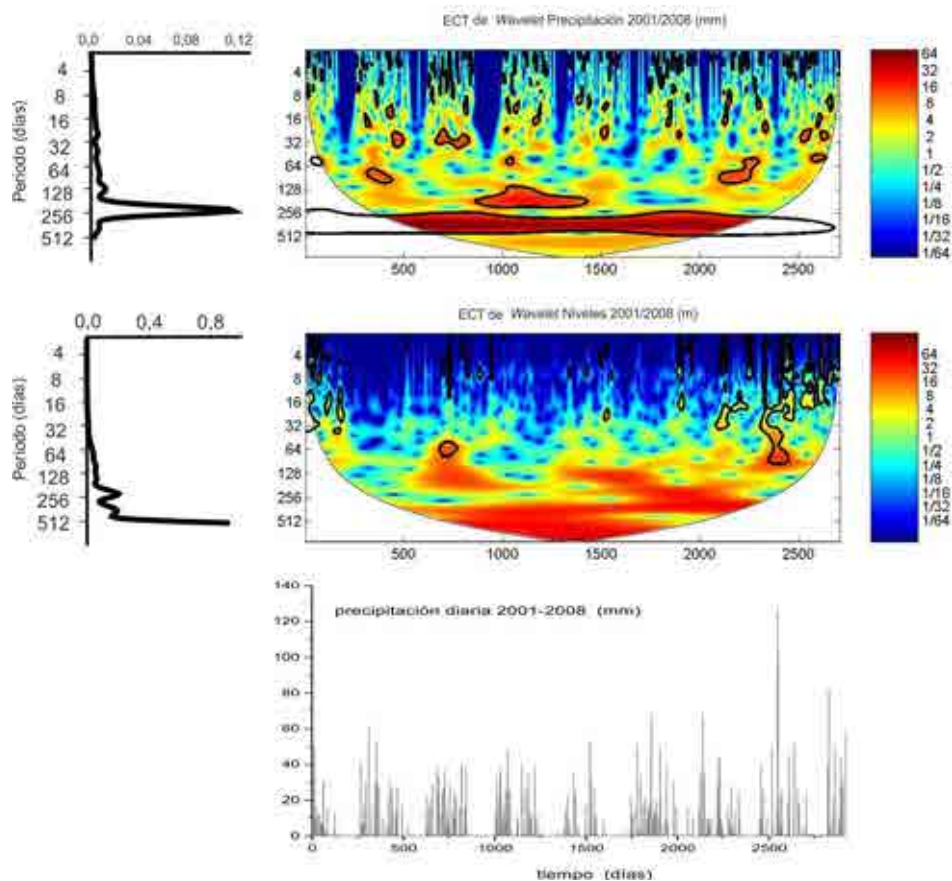


Figura 6.60. Espectros Continuos y globales de la transformada wavelet de los datos de precipitación diaria para el Complejo Medio Ambiental de Casares y de niveles de lixiviado en depósito medidos para los tres vasos y para el periodo 2001/2008. Se incluyen los datos de precipitación diaria.

Niveles 2001/2008

A la vista de los escalogramas correspondientes a la transformada continua de wavelet (figura 6.60) para las variables precipitación 2001/2008 y niveles medidos en la balsa para idéntico periodo, llama la atención la banda 256/512 días que se extiende desde los 500 hasta los 2200 días aproximadamente (en ambas variables), así como la que se sitúa para el periodo de 128 días (banda de entre 1000 y 1500 días). También se observan algunas zonas coincidentes en ambos gráficos para el periodo 32/64 días. Para periodos menores se observan claramente las épocas de estiajes (valores de la función bajos con tonos azules en el gráfico). El espectro global de la precipitación marca claramente el ciclo anual.

La función cruzada (figura 6.61) muestra una banda entre los periodos 256 y 512 en anti-fase, sin embargo las frecuencias menores -periodos mayores- si se muestran en fase. Se aprecia también en fase la banda entre 64/128 días (en el intervalo de 200 a 800 días) así como zonas estrechas y alargadas dispersas para las frecuencias 32/16 días.

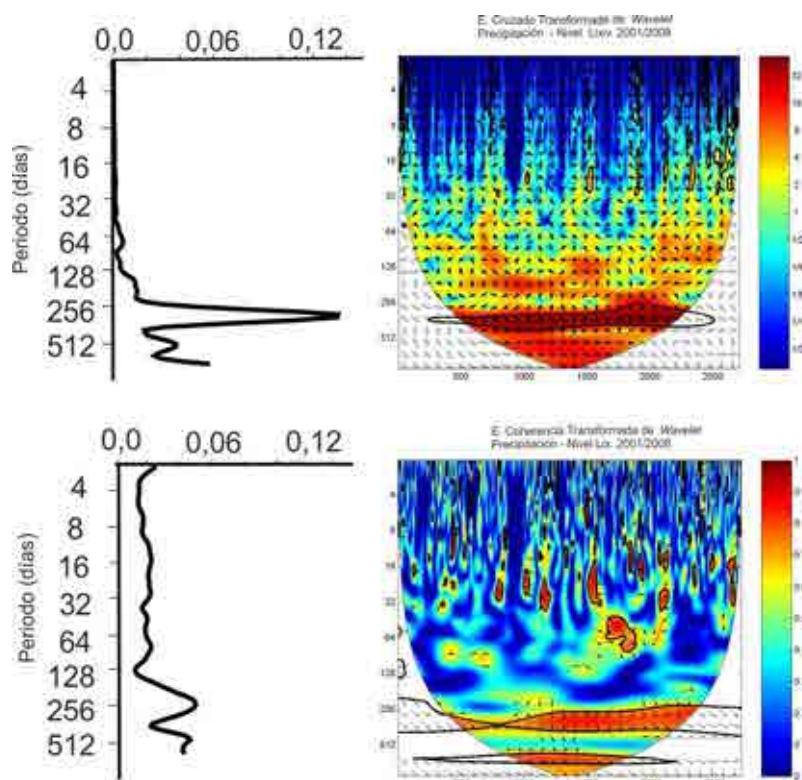


Figura 6.61. Espectros Continuos Globales, Cruzados y de Coherencia de la transformada wavelet de los datos de precipitación diaria para el Complejo Medio Ambiental de Casares y de niveles de lixiviado en depósito medidos para los tres vasos y para el periodo 2001/2008.

Finalmente el espectro continuo de coherencia muestra la existencia de fase por debajo del periodo de 512 días (para un intervalo 1000/1500 días). La banda correspondiente a 256 días presenta un claro desfase entre precipitaciones y niveles, apreciándose asimismo, diversas zonas pequeñas aisladas entre las bandas correspondientes a 128 días y 8 días en fase. El espectro global destaca las frecuencias anuales (256 días).

En suma, se pone de relieve la existencia de relación de causalidad entre precipitación y niveles de lixiviados medidos en los depósitos colectores, relación algo enmascarada debido a la existencia de entradas externas a los vasos de vertido. Se detecta un amplio abanico de periodicidades.

Niveles 2009/2011

Llama la atención la nitidez que muestran los periodos de estiajes para el trienio 2009-2011 en el escalograma correspondiente a la transformada continua de wavelet para la variable precipitación. Puede observarse una zona coincidente con el gráfico (figura 6.62) de niveles (banda de 400 días para periodos de 4 hasta 64 días).

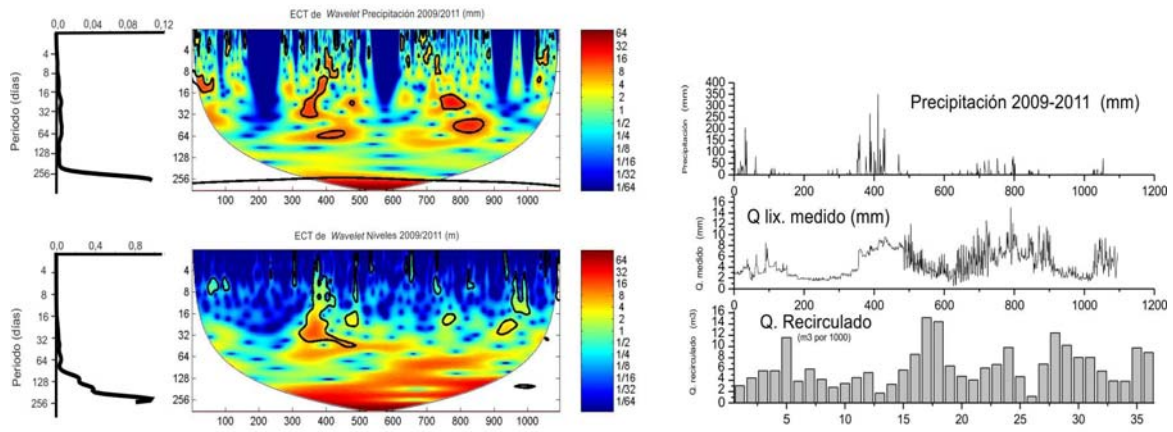


Figura 6.62. Espectros Continuos y globales de la transformada wavelet de los datos de precipitación diaria para el Complejo Medio Ambiental de Casares y de niveles de lixiviado en depósito medidos para los tres vasos y para el periodo 2009/2011. Se incluyen los datos de precipitación diaria.

Por su parte el espectro continuo global muestra de forma poco señalada varias periodicidades (desde tres semanas hasta 128 días). Considerando los gráficos de precipitaciones, caudal de lixiviados drenados y recirculación mensual se observa que las etapas con recirculaciones altas no coinciden con las lluvias elevadas aunque sí parecen corresponderse con caudales de drenaje de lixiviados elevados, debe de tenerse en cuenta que se está considerando la recirculación y el drenaje correspondiente a la suma de los tres vasos, probablemente la respuesta más rápida de CV3 (vertedero en explotación) se contrarreste con el almacenamiento de CV2 originando los resultados comentados.

Si atendemos a los escalogramas correspondientes a la transformada cruzada (figura 6.63), la mencionada zona (400 días) se mantienen pero en claro desfase (salvo para los periodos semanales). Asimismo es posible observar algunas zonas en fase (periodo de 62 días para la banda de entre 600 y más de 700 días, y de 256 días para la banda 600 días).

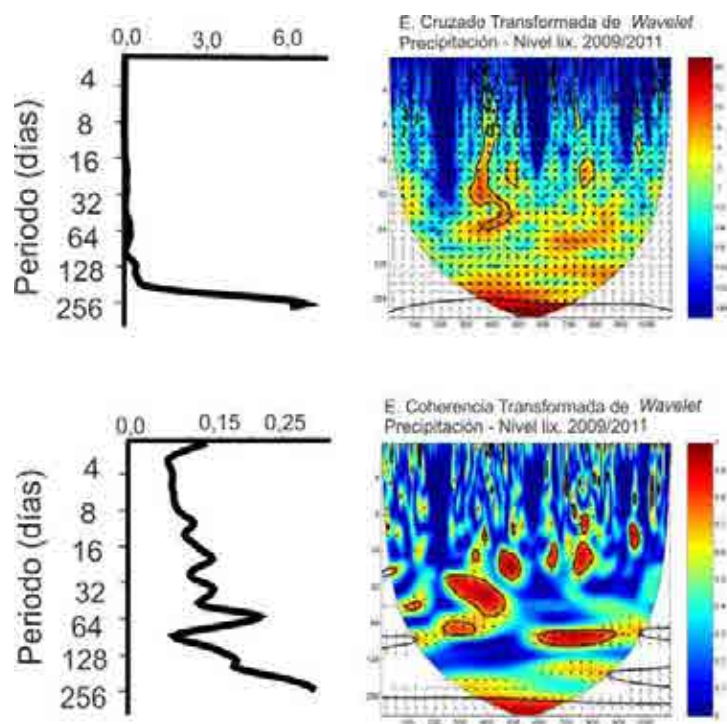


Figura 6.63. Espectros Continuos Globales, Cruzados y de Coherencia de la transformada wavelet de los datos de precipitación diaria para el Complejo Medio Ambiental de Casares y de niveles de lixiviado en depósito medidos para los tres vasos y para el periodo 2009/2011.

La transformada de coherencia presenta una amplia banda en fase para las periodos algo menores a 256 días (desde 300 hasta 700 días), para la banda correspondiente al periodo de 64 días se observa una zona (muy visible en la transformada global) que pasa de estar en fase a presentar cierto desfase similar a la banda de 300/400 días que presenta desfase. Pueden observarse periodicidades de entre 1 y dos semanas en fase.

En suma, quizás cabría esperar más coherencia entre niveles medidos en los depósitos y aporte directo de la precipitación, probablemente influyen muchos factores externos (aportes externos) aunque puede concluirse que si existe una cierta relación causal entre ambas variables.

8. 3. Aportes externos

Anteriormente se vio que la simulación efectuada para el periodo 2010/2011 adolece de cierto grado de imprecisión como consecuencia de la práctica de recirculación y la existencia de aportes externos. Esta circunstancia se puso claramente de manifiesto a través del análisis correlatorio y espectral que permitió detectar determinadas periodicidades que parecen coincidir con los periodos de aporte de lixiviado, principalmente a CV2, mediante cubas y aspersión para la recirculación de lixiviados.

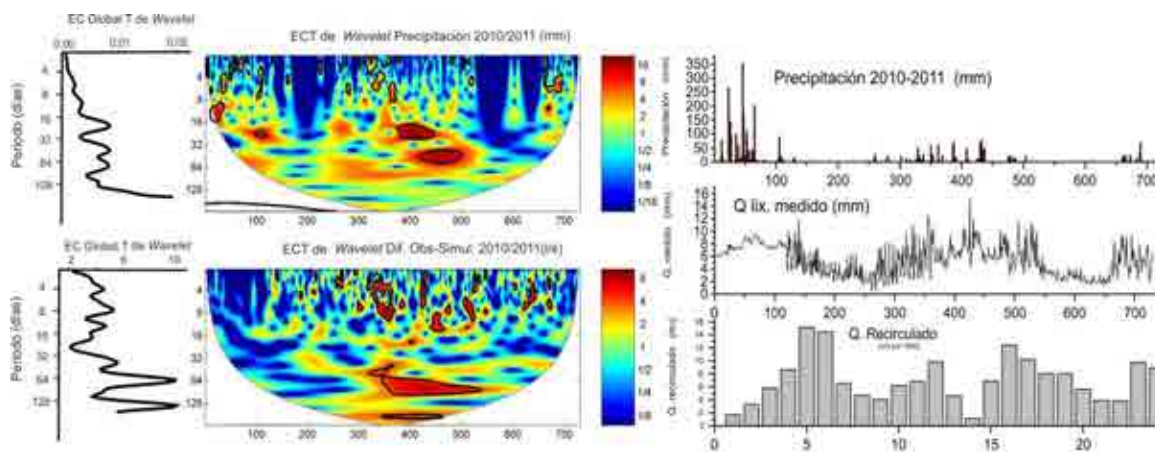


Figura 6.64. Espectros Continuos y globales de la transformada wavelet de los datos de precipitación diaria para el Complejo Medio Ambiental de Casares y de diferencia caudal de lixiviado observado-simulado medidos para los tres vasos y para el periodo 2010/2011. Se incluyen los datos de precipitación diaria.

Se definió una nueva variable denominada AE que representa las entradas procedentes de fuera del sistema, es decir, el porcentaje de recirculado procedente de los otros vasos (en cada simulación podemos incluir un porcentaje de recirculado del vaso que estamos simulando pero no el recirculado que procede de los otros dos vasos o de fuera...) más los aportes de cubas y otros aportes externos como entradas desde fuera (desde la cuenca vertiente por fallos en la canales perimetrales o el procedente de aportes saturados como fangos...). AE se obtiene restando de la suma de caudales medidos en los tres vasos, la suma de los simulados utilizando el modelo ya comentado. AE conservará los errores de medida y calibración, y presentará valores negativos allí donde el caudal simulado sea mayor que el observado. Esto introduce un sesgo importante, por lo que se procedió a reemplazar los valores negativos por valores aleatorios con igual media y varianza que la de los valores positivos (Salermo y Tartari, 2009).

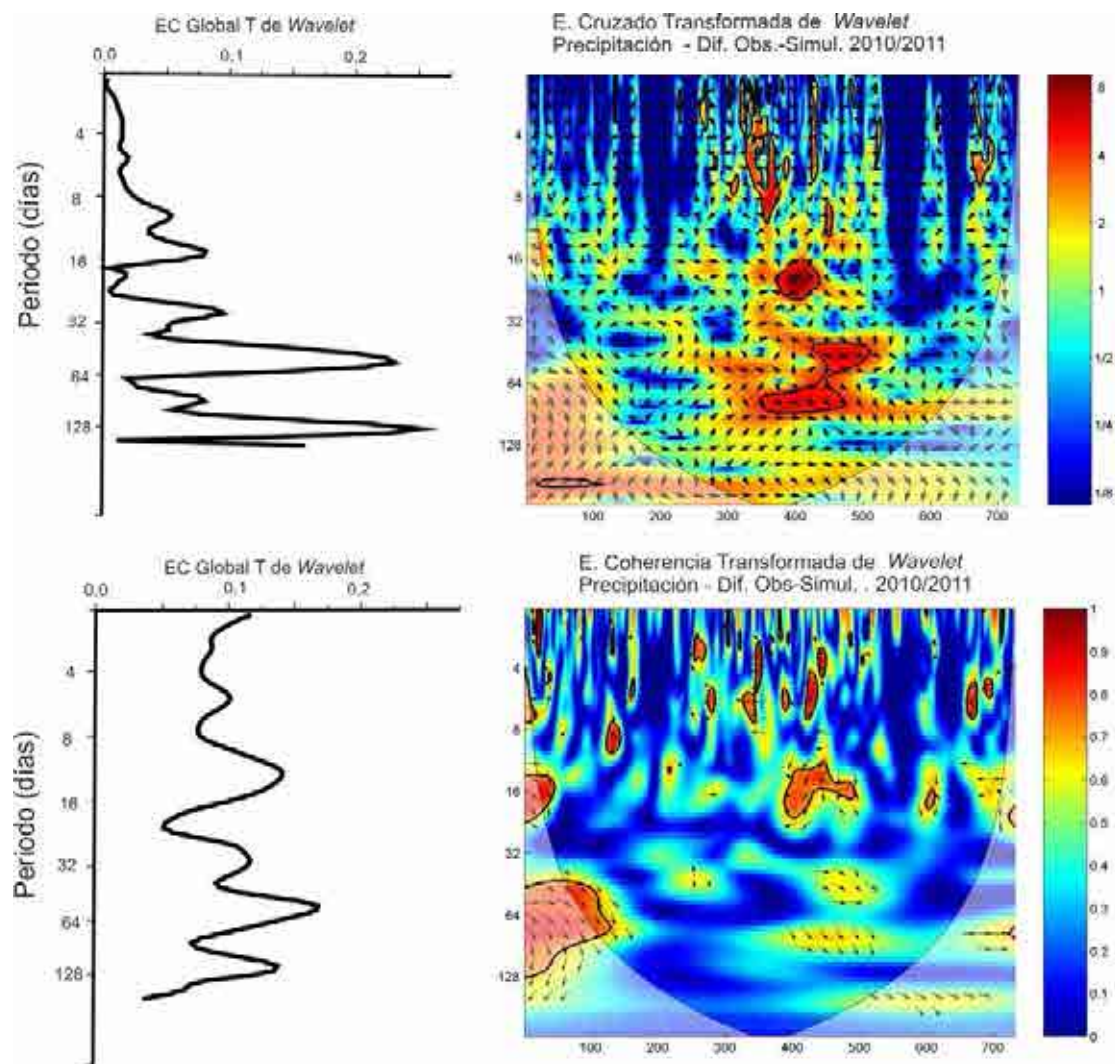


Figura 6.65. Espectros Continuos Globales, Cruzados y de Coherencia de la transformada wavelet de los datos de precipitación diaria para el Complejo Medio Ambiental de Casares y de diferencia caudal de lixiviado observado-simulado medidos para los tres vasos y para el periodo 2010/2011.

Cuando se representa la transformada continua de wavelet para la precipitación 2010-2011 y para la diferencia observados/simulados (figura 6.64) lo primero que se pone de relieve es que en el escalograma correspondiente a las entradas externas (AE) no se reflejan las etapas de estiaje (claramente visibles en el gráfico elaborado para las precipitaciones con valores bajos de la función de tonos azules). Precisamente es durante el verano cuando las frecuencias de recirculación y aportes externos son mayores.

En el gráfico correspondiente a la transformada global de AE se resaltan los periodos de 64 y 128 días, y también aunque en menor medida los correspondientes a 8 días (banda de 400-500 días en el escalograma).

Si comparásemos los gráficos correspondientes a recirculaciones mensuales totales (en los tres vasos), caudales totales medidos y precipitaciones registradas, veremos que los momentos de máxima recirculación parecen coincidir con precipitaciones escasas y con los caudales de lixiviado medido más elevados (aunque algo desfasados respecto a estos).

Los espectros continuos cruzados (figura 6.65) ponen de relieve la existencia de valores elevados de la función para los periodos de 32/64 días en el intervalo de 400/500 días. También las frecuencias de 4/8 días (para los 350 días) muestran valores elevados de la función (en la zona marcada con un 95% de confianza). La función global muestra que las periodicidades más importantes corresponden a la banda de entre el mes y los dos meses, el gráfico muestra que existe cierto grado de fase entre ambas variables, lo cual es observable asimismo en los gráficos de coherencia.

La función de coherencia global magnifica los periodos de 32, 64 y 128 días, y en menor medida las correspondientes a 8/16 días. Sólo se observa la existencia de fase para los periodos de 32/64 y 64/128 días (banda de 500 días y para un intervalo corto), el resto del escalograma presenta escasos intervalos en fase.

En suma, AE y la precipitación no son coincidentes, no presentan una clara relación causa efecto aunque si cierta relación puesto que los aportes externos deben disminuir al aumentar la precipitación, si bien es cierto que con cierto desfase, lo que puede explicar la ausencia de coherencia.

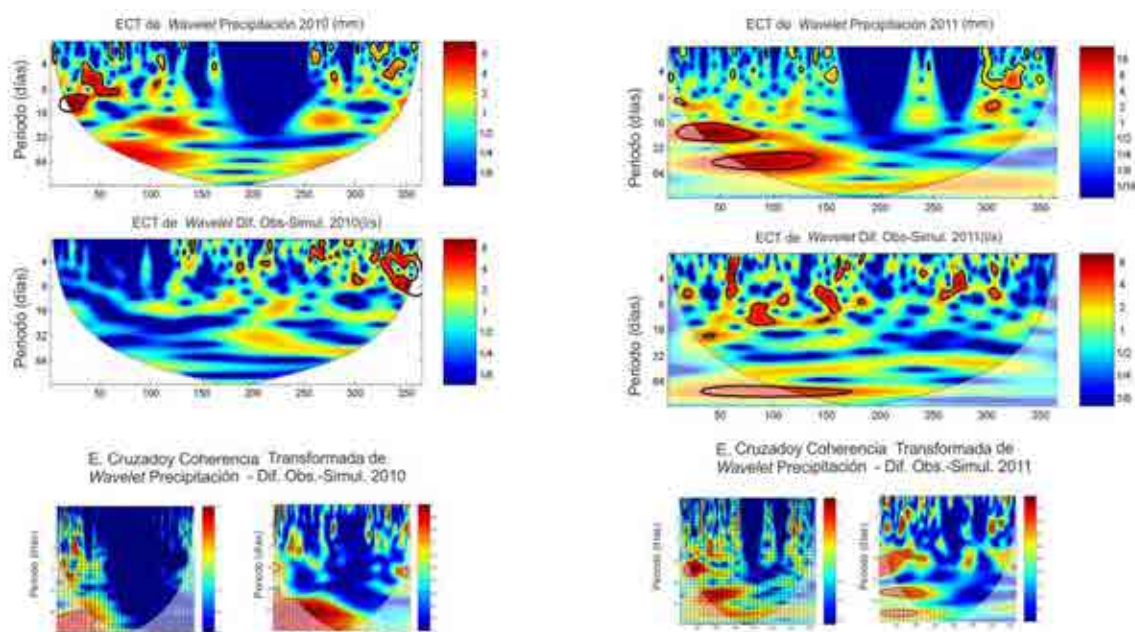


Figura 6.66. Espectros Continuos, Cruzados y de Coherencia de la transformada wavelet de los datos de precipitación diaria para el Complejo Medio Ambiental de Casares y de diferencia caudal de lixiviado observado-

simulado medidos para los tres vasos y para los años 2010 y 2011.

Cuando consideramos las precipitaciones y los aportes externos (AE) año por año, se observa (figura 6.66) que para el año 2010 existen muy pocas zonas en común en los espectros de la transformada continua. Por su parte, el espectro cruzado muestra esto con claridad, además, allí donde hay coincidencia existe un desfase elevado (periodo bimensual), extremo este que se ve corroborado en los gráficos de coherencia. Para 2011 parece existir un mayor grado de coincidencia, en el espectro de la transformada cruzada se detectan dos bandas, la correspondiente al periodo 16/32 días y la de 32/64 días, sin embargo sólo la última presenta un cierto desfase que en la primera es mucho mayor (coincide con el primer cuatrimestre de año en donde se producen las máximas precipitaciones y las máximos de caudal medido de lixiviados drenado).

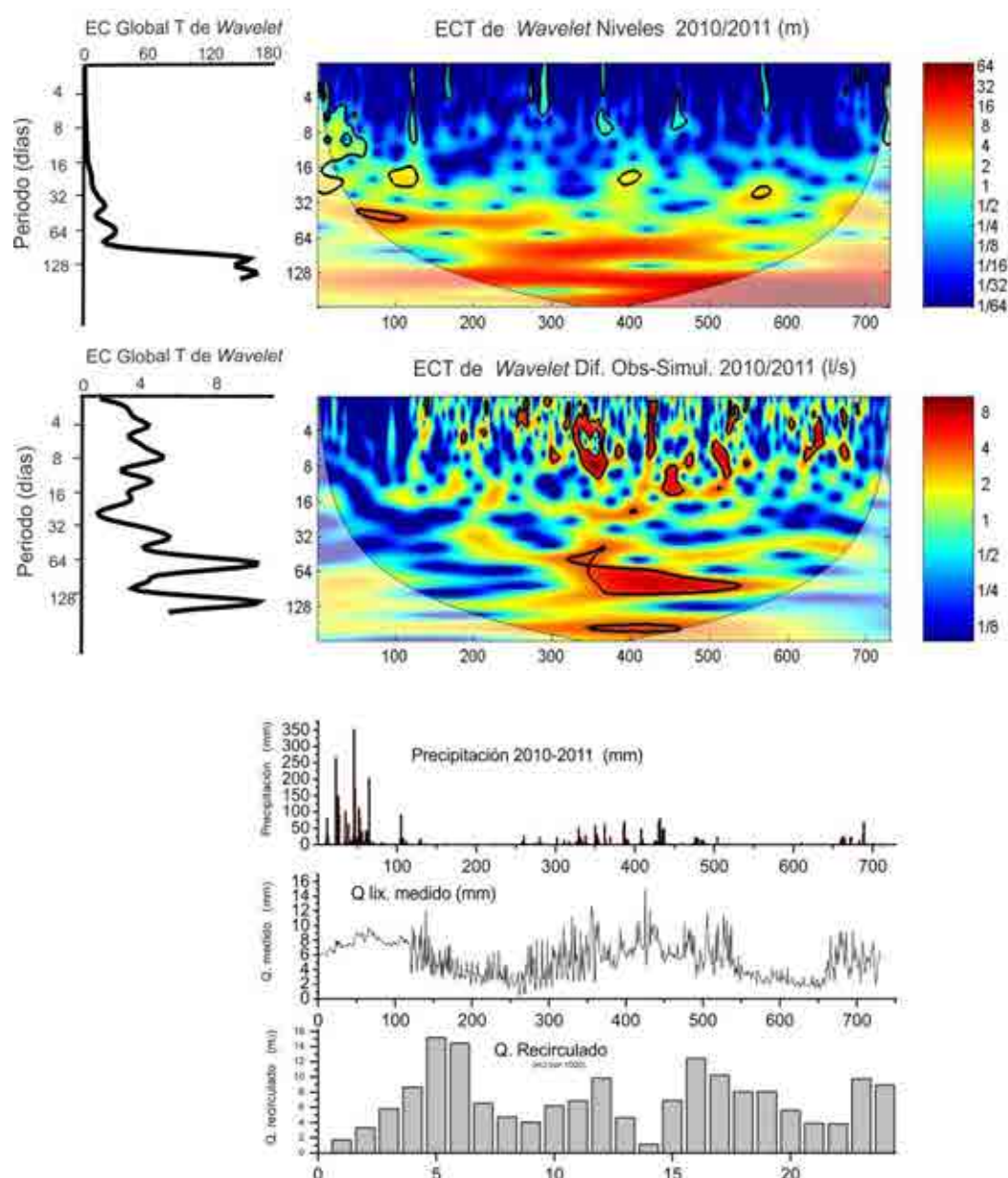


Figura 6.67. Espectros Continuos y globales de la transformada wavelet de los datos de niveles para el Complejo Medio Ambiental de Casares y de diferencia caudal de lixiviado observado-simulado medidos para los tres vasos y para el periodo 2010/2011. Se incluyen los datos de precipitación diaria, caudal de lixiviado medido y volumen mensual reciclado.

Finalmente, la diferencia observados/simulados se cruzó con los niveles para el mismo periodo de dos años. Cuando se comparan los respectivos espectros continuos y globales de la transformada wavelet correspondiente a los niveles se observan dos picos correspondientes a las frecuencias de dos y cuatro meses (figura 6.67).

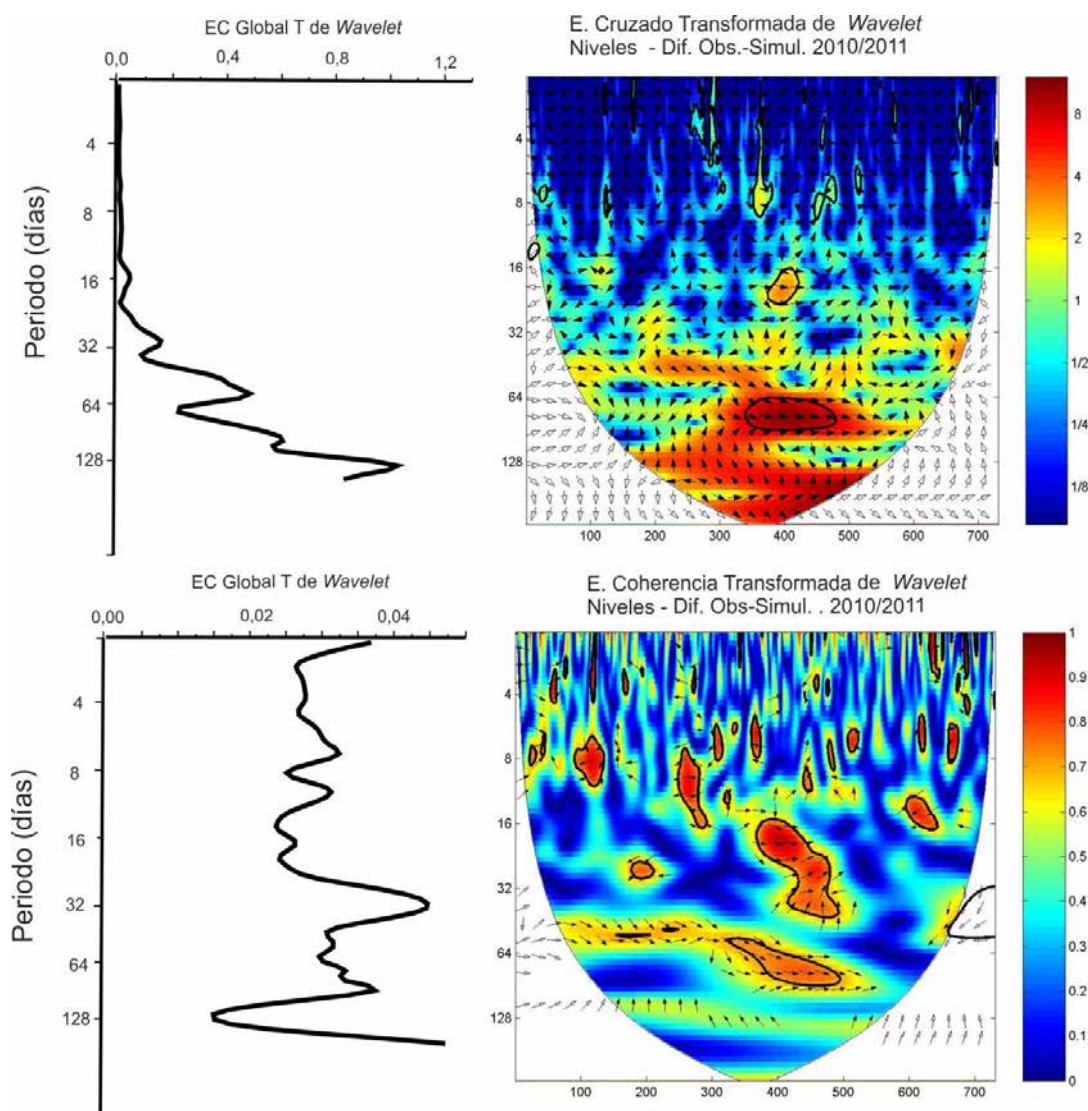


Figura 6.68. Espectros Continuos Globales, Cruzados y de Coherencia de la transformada wavelet de los datos de niveles para el Complejo Medio Ambiental de Casares y de diferencia caudal de lixiviado observado-simulado medidos para los tres vasos y para el periodo 2010/2011.

Ambos escalogramas presentan coincidencias para la banda bimensual y para algunas zonas correspondientes a la banda semanal. Los espectros correspondientes a la transformada cruzada (figura 6.68) permiten detectar dos picos importantes coincidiendo con las frecuencias de 64 y 128 días. Para ambas se observa en el escalograma la existencia

de fase lo que puede indicar la existencia de una relación causal entre niveles y aportes externos, parece lógico que los niveles medidos en las balsas sean más elevados cuanto mayor sean los aportes procedentes de la precipitación o externos (por ejemplo, cubas procedentes de plantas de transferencia).

El espectro de la transformada de coherencia presenta varias zonas en fase para las bandas 16/32 días (entre 400 y 500 días) y especialmente para la banda 32/64 días (entre 0 y 500 días que incluye casi 2/3 del bienio). Si se observan los gráficos de precipitación se ve que parece existir cierta correspondencia entre los momentos de gran precipitación y las caudales elevados de caudal de lixiviados drenado (la recirculación presenta, para esa misma etapa unos valores más variables, el mes 13 arroja valores bajos y a partir de aquí se incrementan).

Por su parte, el espectro correspondiente a la transformada global proporciona resultados poco claros, en realidad pone de relieve la escasa regularidad de los aportes externos y su repercusión en los niveles, no obstante, en definitiva y, atendiendo fundamentalmente a los gráficos relativos a coherencia, se detecta una clara relación entre aportes externos y niveles medidos en los depósitos de lixiviados.

9. Conclusiones

A partir de los datos disponibles de caudales diarios de lixiviado para los tres vertederos del Complejo Medio Ambiental de la Costa del Sol se ha llevado a cabo una modelización (diaria y mensual) utilizando el programa HELP (Schroeder, 1994). Los resultados indican, de una parte la inexistencia de fugas, y de otra la entrada de algunos aportes externos. El efecto sumado de estos aportes externos más la recirculación de lixiviados procedentes de los tres vasos se hace muy evidente, especialmente a escala diaria, en el segundo vaso de vertido (CV2).

Las zonas en donde se acumulan lixiviados constituyen niveles colgados o aislados en la base de los vasos de vertido, CV2 presenta mayores acumulaciones posiblemente como consecuencia de ser receptor del mayor porcentaje de recirculación. No se detectan fugas hacia el sustrato ni aportes laterales entre los diferentes vasos.

CV1 tras su sellado constituyó una zona de acopio de chatarras y metales cuya influencia parece reflejarse en los altos contenidos en metales del lixiviado. Los defectos en la infraestructura de impermeabilización (generación de cárcavas en la arcilla de sellado, asientos diferenciales...) provocaron la entrada de elementos difícilmente justificables en un vertedero en fase metanogénica (calcio, magnesio, fosfatos, nitratos...).

Se descartó la posibilidad de que el sustrato de rocas ultrabásica influya en el quimismo del lixiviado al detectarse concentraciones incluso más bajas en metales pesados en otros vertederos emplazados sobre el mismo sustrato y que además lo emplearon como material para los sellados intermedios y final.

CV2 es el mayor receptor de la recirculación del CMA de la Costa del Sol, lo que provoca las mayores mineralizaciones de todos los vertederos analizados. La relación temperatura-pH no permite agrupar los vertederos en función de su edad debido al efecto homogeneizador de la recirculación

CV3 soportó durante buena parte de 2008 el depósito sin clasificar de residuos urbanos. La escasez de material de préstamo para los sellados intermedios obligó a utilizar como material de cubrición árido calcáreo, lo que podría explicar el carácter básico, que para un vertedero tan joven debiera estar en fase acidogénica. Asimismo, los aportes externos fundamentalmente a través del frente de explotación contribuyen a ello.

De forma similar a la descrita para el CMA de los Ruices, las evoluciones temporales muestran variaciones de la mayoría de los parámetros hidroquímicos del lixiviado relacionados con la distribución de la precipitación durante el ciclo hidrológico anual. También se reconocen algunas posibles reacciones hidroquímicas como interacción con fases minerales de la arcilla, reacciones redox y formación de precipitados de sulfuros metálicos y reacciones de absorción específica de los metales en la superficie de los sólidos presentes en el medio. Estas reacciones, junto con la influencia de la recarga anual debida a la precipitación provocan la evolución anual del lixiviado con mineralizaciones mayores y condiciones más reductoras al final del estiaje.

Los autocorrelogramas muestran tiempos de respuesta para todos los vasos de 30/40 días. Del análisis de su forma se deduce que CV1 y CV2 muestran un comportamiento muy inerciales frente a CV3 para el que se han detectado comportamientos menos uniformes, posiblemente debidos a la existencia de errores de medida y a la juventud del vertedero.

Del análisis de los variogramas se desprende la escasa componente aleatoria de la variable caudal diario de lixiviado y la existencia de alcances elevados (es decir, existe correlación entre datos para periodos de hasta 3 y 4 meses). Esto, teniendo en cuenta la aleatoriedad de la variable precipitación, puede ser consecuencia de las periodicidades detectadas para los aportes externos y la recirculación de lixiviados, principalmente sobre CV2.

El espectro de varianza permite estimar los tiempos de regulación en unos 30 días como promedio, salvo para CV3-2011 cuyo tratamiento genera valores anómalos (que también se pusieron de manifiesta asimismo en los correlogramas y variogramas correspondientes) probablemente como consecuencia de la existencia de errores de medida y de la juventud del vertedero. Las periodicidades que se distinguen a partir del citado espectro abarcan casi todo los rangos posibles (desde menos de una semana a bimensual) posiblemente debido a las periodicidades que se siguen para la recirculación del lixiviado y para los aportes externos.

Por su parte, los correlogramas cruzados ponen en evidencia los importantes aportes que recibe CV2. Los coeficientes de correlación máximos para CV2 se retrasan un trimestre en el tiempo respecto a los otros dos vertederos.

La función amplitud cruzada muestra que CV2 filtra la señal de entrada en mayor medida que los otros vasos (probablemente por tener más entradas y una columna de residuos mayor), la función fase muestra los menores desfases en este vertedero por los mismos motivos. Los mayores desfases se detectan en el vertedero más joven (CV3) seguido del vertedero sellado (CV1). La funciones coherencia y amplitud muestran los valores más bajos para CV2. La función ganancia indica que los tres vertederos ejercen una importante función de filtro.

A partir de las curvas de caudales clasificados pueden distinguirse tres clases de caudales siendo el tramo central (entre 0,15 y 3 l/s) el que engloba el 99% de las clases, esta distinción es más evidente en CV3 al tratarse del vertedero en activo que recibió recirculación solamente durante 2011.

A partir de lo anterior cabría plantear de forma no rigurosa un modelo de triple permeabilidad, un sistema rápido entre balas o entre bloques del acuífero (con periodicidades semanales o inferiores correspondientes a la recirculación de lixiviados), otro más lento producido por el flujo dentro de las balas o bloque (periodicidades de 2 a 3 semanas que se corresponden con los aportes externos con cubas), y un tercero mucho más lento, que atraviesa estos dos para llegar a los sellados intermedios de arcilla (mensual o bimensual) (además, podría haber una cuarta como consecuencia de la descomposición de la materia orgánica dentro de los bloques).

Tras aplicar el análisis de wavelet a las series de caudales de drenaje de lixiviados en los tres vasos del Complejo Medioambiental de la Costa del Sol puede apreciarse las siguientes conclusiones.

Del cruce de la variable caudal de lixiviado y precipitación no se detecta una relación clara de causalidad entre la segunda y la primera variable, tanto si se consideran años aislados o el trienio 2009/2011. Sí que se aprecian diversas periodicidades (desde semanal hasta bimensual) que parecen proceder de las entradas provocadas por los aportes procedentes de fuera del complejo, así como de la práctica de la recirculación de lixiviados.

La precipitación si muestra una relación de casualidad relativamente clara con la variable nivel medido en los depósitos colectores de lixiviados, tanto para el periodo 2001/2008 como para el trienio 2009/2010.

La variable aportes externos (AE), definida como la diferencia entre los caudales de lixiviado observados y los simulados no presenta relación de causalidad con la precipitación pero si con los referidos niveles.

VII. CONCLUSIONES

En la introducción se comentó que existen antecedentes que equiparan el funcionamiento de un vertedero con el de un acuífero aplicando técnicas propias de la hidrogeología a la caracterización de los vertederos (Gómez Martín, 1997). Efectivamente a lo largo del trabajo de investigación se han aplicado técnicas clásicas comúnmente utilizadas en hidrogeología. El balance de aguas basado en la metodología de Thornthwaite se utiliza con frecuencia, sin muchas modificaciones respecto al original, o a través de modificaciones como la de Fenn (1975), Tchobanoglous (1993, 2003) o Schroeder (1994).

En el presente trabajo se utiliza el modelo propuesto por Schroeder (1994) al tratarse de una metodología ampliamente contrastada y que ofrece buenos resultados, sin que ello redunde en elevadas exigencias en cuanto a la alimentación del modelo. Permite conocer el comportamiento de los sistemas de impermeabilización y ajustar el balance de aguas del vertedero en cuestión incorporando en el modelo las características del vertedero, de su gestión y las variables climatológicas que intervienen en el balance. Es claro que existen modelos mucho más precisos pero que necesitan de una cantidad de datos de entrada que los convierte en poco operativos a efectos prácticos. Otras metodologías más tradicionales suelen generar errores de cálculo difíciles de asumir de hasta un orden de magnitud.

El análisis correlatorio y/o espectral aplicado a los caudales periódicos de un manantial permite obtener casi la misma o muy parecida información para los caudales drenados por un vaso de vertido. Lo mismo cabe decir de las técnicas propias de la hidroquímica considerando desde el análisis multivariable hasta las técnicas de especiación. Incluso metodologías menos frecuentes como la transformada de wavelet puede utilizarse en el ámbito de los vertederos con resultados variables en función de la calidad de los datos de entrada.

1. Complejo Medioambiental de Valsequillo

Uno de los objetivos de la tesis expuesto en los capítulos introductorias fue la gestión del biogás o gas de vertedero, especialmente en lo relativo a la cuantificación de las emisiones que se producen a través del sellado (y, por ende, la estimación de la eficiencia de los sistemas de aprovechamiento) y el cálculo del balance de masas para el metano. La elección de las metodologías de estimación óptimas para estimar esas emisiones constituye en sí mismo otro de los objetivos que motivaron el trabajo de investigación, finalmente la recopilación, ordenación de contenidos y puesta al día de la abundante bibliografía relativa

al gas de vertedero (en cuanto a producción, aprovechamiento, emisión, oxidación, migración y variaciones en el volumen que almacena el vertedero) ha constituido un objetivo secundario de la presente investigación.

Se realizaron tres campañas de medida del contenido de CH_4 , CO_2 y O_2 principalmente. Simultáneamente, durante las tres campañas de medición las variables CH_4 y CO_2 fueron objeto de varios muestreos espaciados con objeto de calcular emisiones a partir de las variaciones de concentración en el tiempo, utilizando los sondeos como si de cámaras de flujo se tratase, realizando así una primera medida de la emisión directa desde el vertedero a la atmósfera.

Posteriormente se realizaron tres nuevas campañas de muestreo utilizando cámaras de flujo estáticas para calcular la emisión que se produce a la atmósfera a través de la capa de sellado del vertedero. También, se realizaron varias campañas de medición de la oxidación en la capa de sellado del vertedero y se aplicaron modelos de generación para estimar la producción de metano del vaso de vertido, habiéndose estimado los diferentes sumandos del balance de masas para el metano.

La naturaleza de los datos de calidad y emisión de biogás, fuertemente sesgados en el caso de las emisiones superficiales, recomendó la utilización de varias técnicas geostatísticas de estimación que permitieron contrastar resultados con el objetivo final de seleccionar la mejor opción posible. Se utilizó krigeage ordinario, krigeage lognormal, krigeage de indicatrices y Funciones Aleatorias Intrínsecas de Orden K. Su utilización, frente al empleo de técnicas más tradicionales, permite conocer el grado de incertidumbre espacial para cada variable y fecha de muestreo. Los resultados pusieron de manifiesto las deficiencias del sellado y, en consecuencia, la falta de eficiencia del sistema de desgasificación.

La campaña de geofísica mediante tomografía eléctrica permitió detectar la existencia de acumulaciones de lixiviados en época invernal en los vasos 4 y 6, así como la posible existencia de fugas en el emplazamiento de los antiguos vasos de vertido (vasos 1 y 2) sin impermeabilización en su base, y/o la existencia de aportes de agua procedente de pequeños manantiales muy frecuentes en el trías salino que acaban saturando antiguas zonas de acopio de materiales voluminosos/escombros.

El Balance de masas para el metano puso de relieve la importancia de las emisiones superficiales durante el periodo de muestreo, lo que llevó a la mejora de la capa de sellado. Esta mejora redundó rápidamente en un aumento considerable de la eficiencia del aprovechamiento del campo de gas. Además de lo anterior, debe señalarse la incidencia del

estado de saturación de la zona profunda del vertedero en época de lluvias que redonda en la baja productividad de la infraestructura de desgasificación y que hace necesaria la mejora del sistema de drenaje, además de la del sistema de impermeabilización.

2. Complejo Medioambiental “Los Ruices”

La aplicación del modelo HELP (Schroeder, 1994) a los dos vasos de vertido de R.S.U del Complejo Medio Ambiental “Los Ruices” ha permitido estimar el comportamiento de ambos vertederos frente a la precipitación y a la recirculación de lixiviados, así como la eficiencia del sistema de impermeabilización del segundo vaso de vertido. Los resultados de la simulación tras un proceso iterativo de ajuste/calibración de los datos de entrada (principalmente permeabilidad y disposición de las capas de residuos y sellados intermedios), proporcionan un comportamiento simulado a nivel mensual y anual bastante ajustados a los datos observados, ello incluso para aquellos años para los que se contó con medidas afectadas de una relativa imprecisión al tratarse de estimaciones y no de mediciones directas. Así mismo, se detecta la existencia de posibles fugas en la base de V2L que permiten explicar la generación de caudales de lixiviado relativamente elevados en V1L (habida cuenta de la antigüedad del vertedero, y de su situación de confinamiento mediante sellado con arcillas en relación a V2L y a la superficie). Tales caudales resultan de la suma de los aportes externos que percolaron a través de fallos en la infraestructura de drenaje/impermeabilización y quedaron almacenados en el vaso V1L, más los aportes procedentes del vaso suprayacente V2L (fugas) que atraviesan la capa de arcilla que separa ambos vertederos.

La simulación realizada para V2L pone de relieve que la cuantía del recirculado influye tanto o más que la precipitación, motivo por el cual el modelo reproduce con poca precisión las circunstancias climáticas del año. Para V1L la ausencia de recirculación directa se traduce en series de lixiviados simulados y medidos mucho más coincidentes y concordantes con la pluviometría anual.

Se emplearon diferentes estadísticos con objeto de utilizar un criterio objetivo en relación al grado de precisión de las simulaciones. La mayor parte de los índices proceden del ámbito de la estadística clásica aunque algunos se utilizan habitualmente en el campo de la hidrología superficial, y junto con la inspección visual de los hidrogramas obtenidos para la variable producción de lixiviado simulado y medido (Krause et al., 2005) permitieron determinar la calidad de las simulaciones efectuadas.

La campaña de tomografía eléctrica realizada permitió identificar zonas de acumulación de lixiviados, fundamentalmente en el área central y oriental de ambos vertederos. Las resistividades registradas no permiten delimitar de forma independiente ambos vasos de vertido, sea porque el sellado superficial de V1L se ha deteriorado debido, entre otras causas, a la existencia de asentamientos diferenciales, o porque se encuentra totalmente saturado siendo indiferenciable el sellado de arcilla del residuo saturado. Además, el fondo de V1L registra resistividades muy bajas atribuibles a rellenos de arcilla o a la existencia de acumulaciones de lixiviado, o lo que es mucho más probable, rellenos de arcilla saturada por el lixiviado.

Tras detectarse varias acumulaciones de lixiviados en V1L se realizaron varias catas y piezómetros en los que se bombeó lixiviado (desde enero de 2013), los niveles se mantuvieron estables hasta la última fecha con observaciones (febrero de 2014) apreciándose varios pozos surgentes que dibujan una divisoria hidrogeológica (se aplicó krigeage ordinario como técnica de estimación). Esta divisoria hidrológica divide el flujo en dos direcciones, este y oeste. Al realizar un análisis estructural más detallado (ajuste de la función variograma de la variable nivel mediante un modelo de tipo esférico con alcances de orden métrico) el resultado de la estimación dibuja el detalle del sistema de drenaje poniendo de relieve la existencia de grandes variaciones de nivel entre puntos cercanos, lo que evidencia la existencia de niveles colgados más que un único nivel continuo. Las tomografías eléctricas mostraron en detalle un esquema similar al descrito, con zonas de residuos secos o casi secos, y zonas de acumulación y niveles colgados.

En V2L se realizaron 6 sondeos con objeto de drenar el vaso V2L vertiendo el lixiviado en el vaso infrayacente V1L sin que se haya llegado a cortar el sellado del techo de V1L, esto pone en evidencia la existencia de subsidencias y asentamientos diferenciales que acaban generando niveles colgados también en V2L.

Tras el muestreo durante dos años (frecuencia quincenal) de los lixiviados de ambos vasos, los parámetros químicos medido y la relación entre otros parámetros (pH-temperatura) permiten distinguir el lixiviado perteneciente al vertedero más viejo (V1L) del correspondiente al más joven (V2L).

La cuantía del pH así como las concentraciones de determinados parámetros (sulfatos, nitratos, fosfatos, calcio, magnesio...) difíciles de encontrar en un vertedero en fase metanogénica ponen de relieve la existencia de entradas externas en el vertedero de más edad (V1L). El paralelismo de las series de conductividad eléctrica, cloruros, temperaturas y de otros parámetros también revela la existencia de entradas externas a dicho vertedero además de la posible conexión hidráulica entre ambos vasos. Estas conclusiones concuerdan

con lo detectado mediante el modelo hidrológico, con los resultados de las tomografías eléctricas, con los estudios sobre la hidrodinámica de los vertederos, así como con las afecciones detectadas en el sistema de impermeabilización y drenaje de pluviales.

Para el vertedero menos viejo (V1L), la recirculación parece influir aumentando las concentraciones y posiblemente aportando sales y metales pesados.

Las evoluciones temporales muestran variaciones de la mayoría de los parámetros hidroquímicos del lixiviado relacionados con la distribución de la precipitación durante el ciclo hidrológico anual.

Se han reconocido algunas posibles reacciones hidroquímicas como formación de complejos, precipitación de minerales de la arcilla, interacción con fases minerales de la arcilla, reacciones redox y formación de precipitados de sulfuros metálicos y reacciones de absorción específica de los metales en la superficie de los sólidos presentes en el medio. Estas reacciones, junto con la influencia de la recarga anual debida a la precipitación provocan la evolución anual del lixiviado. Así, en época seca al final del año hidrológico, el lixiviado generado presenta mayor mineralización y condiciones más reductoras.

3. Complejo Medioambiental de la Costa del Sol

La disponibilidad de datos de caudales diarios drenados por los tres vertederos del Complejo Medio Ambiental de la Costa del Sol permitió la modelización hidrológica empleando el programa HELP (Schroeder, 1994). En todos los casos, una vez calibrado el modelo, se consideró un modelo alternativa variando la conductividad hidráulica saturada del sellado final para poder contrastar resultados en varios escenarios. Los estadísticos empleados con objeto de conocer el grado de precisión de las simulaciones efectuadas arrojaron valores que pusieron de relieve la calidad de dichas simulaciones.

En el caso de CV1, receptor de muy poco lixiviado recirculado, las series de lixiviados simulados y medidos, tanto a escala mensual como diaria, muestran un elevado paralelismo pudiendo apreciarse la influencia de los aportes procedentes de la precipitación. Esto se repite para CV3 durante el año 2010. La influencia de la recirculación se hace patente para CV2 y para CV3 durante el año 2011, dando lugar a series que reproducen de forma más imprecisa los efectos de la variable pluviometría.

Los resultados indican, de una parte la inexistencia de fugas, y de otra la entrada de algunos aportes externos. El efecto sumado de estos aportes externos más la recirculación de lixiviados procedentes de los tres vasos se hace muy evidente, especialmente a escala diaria, en el segundo vaso de vertido (CV2). Dichos resultados posibilitan una mejora en el

dimensionamiento de las instalaciones existentes así como una mayor precisión en las futuras infraestructura de tratamiento de lixiviados.

Al igual que en el caso del Complejo Medio Ambiental de Málaga, se realizó una campaña geofísica empleando tomografías eléctricas, de esta se concluye que las zonas en donde se acumulan lixiviados constituyen niveles colgados o aislados en la base de los vasos de vertido, CV2 presenta mayores acumulaciones posiblemente como consecuencia de ser receptor del mayor porcentaje de recirculación. Así mismo se confirma la inexistencia de fugas.

Los datos hidroquímicos obtenidos para el Complejo Medio Ambiental de la Costa del Sol permiten obtener varias conclusiones: CV1 tras su sellado constituyó una zona de acopio de chatarras y metales cuya influencia parece reflejarse en los altos contenidos en metales del lixiviado. Los defectos en la infraestructura de impermeabilización (generación de cárcavas en la arcilla de sellado, asientos diferenciales...) provocaron la entrada de elementos difícilmente justificables en un vertedero en fase metanogénica (calcio, magnesio, fosfatos, nitratos...).

CV2 es el mayor receptor de la recirculación del CMA de la Costa del Sol, lo que provoca las mayores mineralizaciones de todos los vertederos analizados.

Como consecuencia de una modificación de las instalaciones de tratamiento, el tercer vaso de vertido (CV3) fue objeto durante gran parte de 2008 del depósito de residuos urbanos sin clasificar. El agotamiento de los frentes de extracción de material para recubrimientos intermedios obligó a utilizar como material de cubrición material calcáreo procedente de canteras de las inmediaciones, lo que podría explicar el carácter básico de un vertedero tan joven que debiera estar en fase acidogénica. Asimismo, los aportes externos fundamentalmente a través del frente de explotación contribuyen a ello.

La relación temperatura-pH no permite agrupar los vertederos en función de su edad debido al efecto homogeneizador de la recirculación.

De forma similar a la descrita para el CMA de los Ruices las evoluciones temporales muestran variaciones de la mayoría de los parámetros hidroquímicos del lixiviado relacionados con la distribución de la precipitación durante el ciclo hidrológico anual. También se reconocen algunas posibles reacciones hidroquímicas como interacción con fases minerales de la arcilla, reacciones redox y formación de precipitados de sulfuros metálicos y reacciones de absorción específica de los metales en la superficie de los sólidos presentes en el medio. Estas reacciones, junto con la influencia de la recarga anual debida a

la precipitación provocan la evolución anual del lixiviado con mineralizaciones mayores y condiciones más reductoras al final del estiaje.

Del análisis correlatorio y espectral se concluye que los autocorrelogramas muestran tiempos de respuesta para los tres vasos de 30/40 días. Del análisis de su forma se deduce que CV1 y CV2 muestran comportamientos muy inerciales frente a CV3 para el que se han detectado comportamientos menos uniformes, posiblemente debidos a la existencia de errores de medida y a la juventud del vertedero.

Por otra parte los variogramas muestran la escasa componente aleatoria de la variable caudal diario de lixiviado y la existencia de alcances elevados (es decir, existe correlación entre datos para periodos de hasta 3 y 4 meses). Esto, teniendo en cuenta la aleatoriedad de la variable precipitación, puede ser consecuencia de las periodicidades detectadas para los aportes externos y la recirculación de lixiviados, principalmente sobre CV2.

Del análisis espectral se desprenden varias conclusiones:

- El espectro de varianza permite estimar los tiempos de regulación en unos 30 días como promedio, salvo para CV3 (2011) cuyo tratamiento muestra valores anómalos (que también se pusieron de manifiesto asimismo en los correlogramas y variogramas correspondientes) probablemente como consecuencia de la existencia de errores de medida y muy posiblemente de la juventud del vertedero. Las periodicidades que se distinguen a partir del citado espectro abarcan casi todo los rangos posibles (desde menos de una semana a bimensual) debido a que las periodicidades que se siguieron para la recirculación del lixiviado y las empleadas para los aportes externos abarcaron un rango muy amplio.

- Por su parte, los correlogramas cruzados ponen en evidencia los importantes aportes que recibe CV2. Los coeficientes de correlación máximos para CV2 se retrasan un trimestre respecto a los otros dos vertederos.

- La función amplitud cruzada muestra que CV2 filtra la señal de entrada en mayor medida que los otros vasos (probablemente por tener más entradas y una columna de residuos mayor).

- La función fase muestra los menores desfases en este vertedero (CV2) por los mismos motivos. Los mayores desfases se detectan en el vertedero más joven (CV3) seguido del vertedero sellado (CV1).

- Las funciones coherencia y amplitud muestran los valores más bajos para CV2.

- La función ganancia indica que los tres vertederos ejercen una importante función de filtro.

A partir de las curvas de caudales clasificados pueden distinguirse tres clases de caudales siendo el tramo central (entre 0,15 y 3 l/s) el que engloba el 99% de las clases, esta distinción es más evidente en CV3 al tratarse del vertedero más joven, en activo y que recibió recirculación solamente durante 2011.

A partir de lo anterior cabría plantear de forma aproximada un modelo de triple permeabilidad ya apuntado en la figura 1.7, un sistema rápido entre balas de residuos o entre bloques del acuífero (con periodicidades semanales o inferiores correspondientes a la recirculación de lixiviados), otro más lento producido por el flujo dentro de las balas o bloque (periodicidades de 2 a 3 semanas que se corresponden con los aportes externos con cubas), y un tercero mucho más lento, que atraviesa estos dos para llegar a los sellados intermedios de arcilla (mensual o bimensual).

Tras aplicar el análisis de wavelet a las series de caudales de drenaje de lixiviados en los tres vasos del Complejo Medioambiental de la Costa del Sol pueden extraerse las siguientes conclusiones:

- Del cruce de la variable caudal de lixiviado y precipitación no se detecta una relación clara de causalidad entre la segunda y la primera variable, tanto si se consideran años aislados o el trienio 2009/2011. Esto es especialmente claro para CV2 como consecuencia de la intensa recirculación que soportó este vertedero. Esa ausencia de relación causa-efecto resulta bastante menos evidente para CV1. En el caso del vertedero más joven (CV3) sólo se detecta de forma clara para periodos mensuales como consecuencia probablemente de tratarse de un vertedero en explotación con un área activa receptora directa de la lluvia.

- Sí que se aprecian diversas periodicidades (desde semanal hasta bimensual) que parecen proceder de las entradas provocadas por los aportes procedentes de fuera del complejo así como a la práctica de la recirculación de lixiviados.

- La precipitación si muestra una relación de causalidad relativamente clara con la variable nivel medido en los depósitos colectores de lixiviados, tanto para el periodo 2001/2008 como para el trienio 2009/2010.

- Se definió una nueva variable denominada aportes externos (AE), definida como la diferencia entre los caudales de lixiviado observados y los simulados, esta no presenta, como era de esperar, una relación clara de causalidad con la precipitación (aunque si cierta relación puesto que los aportes externos deben disminuir al aumentar la precipitación,

aunque con un cierto desfase lo que explica la falta de coherencia). Como es lógico, si existe relación causa-efecto de la variable aportes externos con los niveles medidos en los depósitos, aunque la relación muestra cierta falta de claridad habida cuenta de la regularidad de los citados aportes.

VIII. BIBLIOGRAFÍA

- Abichou, T., Chanton, J., Powelson, D., Fleiger, J., Escoriaza, S., Lei, Y., y Stern, J. (2006). Methane flux and oxidation at two types of intermediate landfill covers. *Waste Management (New York, N.Y.)*, 26(11), 1305–12. doi:10.1016/j.wasman.2005.11.016
- Abichou, T., Powelson, D., Chanton, J., Escoriaza, S., y Stern, J. (2006). Characterization of Methane Flux and Oxidation at a Solid Waste Landfill. *Journal of Environmental Engineering*, 132(2), 220–228. doi:10.1061/(ASCE)0733-9372(2006)132:2(220)
- Adamowski, J. (2008). River flow forecasting using wavelet and cross-wavelet transform models. *Hydrological Processes*, 4891(September), 4877–4891. doi: 10.1002/hyp
- Albrecht, B. y Benson, C. (2001). No Title. *J. of Geotech. and Geoenv. Eng. ASCE*, 127, 67.76.
- Albright, W. H., Benson, C. H., Gee, G. W., Roesler, A. C., Abichou, T., Apiwantragoon, P. (2004). Field water balance of landfill final covers. *Journal of Environmental Quality*, 33(6), 2317–32. Retrieved from <http://www.ncbi.nlm.nih.gov/pubmed/15537955>
- Albright, W.H., Benson, C.H., Gee, G.W., Abichou, T. et al. (2006). Field Performance of a Compacted Clay Landfill Final Cover at a Humid Site. *Journal of Geotechnical and Geoenvironmental Engineering*, 132(11), 1393–1403. doi: 10.1061/(ASCE)1090-0241(2006)132:11(1393)
- Alto, P., y Field, M. (2001). A geostatistical approach for mapping thematic classification accuracy and evaluating the impact of inaccurate spatial data on ecological model predictions. *Environmental and Ecological Statistics*, 8, 311–330.
- Al-Yaqout, a F., y Hamoda, M. F. (2003). Evaluation of landfill leachate in arid climate-a case study. *Environment International*, 29(5), 593–600. doi: 10.1016/S0160-4120(03)00018-7
- Andreo, B., Jiménez, P., Durán, J. J., Carrasco, F., Vadillo, I., y Mangin, a. (2006). Climatic and hydrological variations during the last 117–166 years in the south of the Iberian Peninsula, from spectral and correlation analyses and continuous wavelet analyses. *Journal of Hydrology*, 324(1-4), 24–39. doi:10.1016/j.jhydrol.2005.09.010
- Antoine, J.P., et. al. (2004). *Wavelets in Physics*. (C. Van den Berg, Ed.) (p. 479). Cambridge: Cambridge University Press.
- Appelo, C.A. and Postma, D., 1999. *Geochemistry, groundwater and pollution*. A. A.Balkema Pub., Rotterdam.
- Augens, D. (1992). The greenhouse effect and US landfill methane. In *Global Environmental Change*, SWANA (Solis Waste Asociation Of North America) (Ed.), (pp. 311–328).
- Aziz, S. Q., Aziz, H. A., Yusoff, M. S., Bashir, M. J. K., y Umar, M. (2010). Leachate characterization in semi-aerobic and anaerobic sanitary landfills: a comparative study. *Journal of Environmental Management*, 91(12), 2608–14. doi:10.1016/j.jenvman.2010.07.042

- Babilotte, A., Lagier, T., Fiani, E., y Taramini, V. (2010). Fugitive Methane Emissions from Landfills: Field Comparison of Five Methods on a French Landfill, (August), 777–784.
- Baccini, P.; Henseler, G.; Figi, R. Belevi, H. (1987). Water and Element Balances of Municipal Solid Waste Landfills. *Waste Management and Research*, 483–499.
- Barancourt, C. y Creutin, J. D. (1992). A Method for Delineating and Estimating Rainfall Fields. *Water Resources Reserch*, 28(4), 1133–1144.
- Barlaz, M. a, Green, R. B., Chanton, J. P., Goldsmith, C. D., y Hater, G. R. (2004). Evaluation of a biologically active cover for mitigation of landfill gas emissions. *Environmental Science y Technology*, 38(18), 4891–9. Retrieved from <http://www.ncbi.nlm.nih.gov/pubmed/15487801>
- Barlaz, M. y Ham, R. K. (1993). Leachate and Gas Generation. In *Geotechnical Practice for Waste Disposal* (Cap. 6, p. 25). Chapman and Hall.
- Barry, D. L., Smith, R., Gregory, R. G., Harries, C., Environment, A., Agency, E., ... Services, W. T. (2003). Methane production, emission and control during msw landfilling, (417), 6–10.
- Basberg, L., y Banks, D. (1998). Redox Processes in Groundwater Impacted by Landfill Leachate, 253–272.
- Becker, S., Hartmann, H., Zhang, Q., Wu, Y., y Jiang, T. (2008). Cyclicity analysis of precipitation regimes in the Yangtze River basin, China, 588 (July 2007), 579–588. doi:10.1002/joc
- Beldring, S. (2002). Multi-criteria validation of a precipitation–runoff model. *Journal of Hydrology*, 257(1-4), 189–211. doi:10.1016/S0022-1694(01)00541-8
- Belevi, H; Baccini, P. (1989). Long-term Behavior of Municipal Solid Waste Landfills. *Waste Management and Research*, 7, 43–56.
- Bendza, D., Singhb, V. P., y Akesson, M. (1997). Accumulation of water and generation of leachate in a young landfill. *Journal of Hydrology*, 203, 1–10.
- Bengtsson, L., Bendz, D., Hogland, W., Rosqvist, H., y Åkesson, M. (1994). Water balance for landfills of different age. *Journal of Hydrology*, 158(3-4), 203–217. doi:10.1016/0022-1694(94)90054-X
- Berger, K. (2003). Validation and Enhancement off the Help Model to Simulate the Water Balance Surface Covers. In *Sardinia Ninth International Waste management and Landfill Symposium*. Sardinia.
- Berger, K. (2000). Validation of the hydrologic evaluation of landfill performance (HELP) model for simulating the water balance of cover systems. *Environmental Geology*, 39 (October), 1261–1274.
- Blaney, H.F. y Criddle, W. D. (1950). *Determining Water needs From Climatological data*. (U. S. D. A. S. C. Service, Ed.) (SOS-TP.: 8.).

- Blumenthal, K., Issn, L. B., Union, E., y States, E. U. M. (2013). Waste indicators on generation and landfilling measuring sustainable development 2004-2010. *Eurostat*, (June 2012), 1–12.
- BOE. (2013). Orden AAA/661/2013, de 18 de abril, por la que se modifican los anexos I, II y III del real Decreto 1481/2001, de 27 de diciembre, por el que se regula la eliminación de residuos mediante depósito en vertedero. B.O.E de 23 de abril de 2013, pp. 31080–31111. Ministerio de Agricultura, Alimentación y Medio Ambiente.
- BOE. (2001). REAL DECRETO 1481/2001, de 27 de diciembre, por el que se regula la eliminación de residuos mediante depósito en vertedero. B.O.E de 24 de enero de 2002. Ministerio de Medio Ambiente.
- Bogner, J., y Spokas, K. (1993). Landfill CH₄: Rates, Fates and Role in Global Carbon Cycle. *Chemosphere*, 26, 369–386. Pergamon Pres Ltd.
- Bogner, J., Scheutz, C., Chanton, J., Blake, D., Morcet, M., Aran, C., y Kjeldsen, P. (2003). Field Measurement of Speciated HAP [Hazardous Air Pollutant] Emissions from Landfill Cover Soils. *Atmospheric Environment*, 112(d), 1–13.
- Bogner, Pipatti, Hashimoto, Diaz, Mareckova, Diaz, Kjeldsen, Monni, Faaij, Gao, Zhang, Abdelrafie Ahmed, Sutamihardja, G. (2007). Chapter 10. Waste Management. In Cambridge University Press (Ed.), *Mitigation of global greenhouse gas emissions from waste: conclusions and strategies from the Intergovernmental Panel on Climate Change (IPCC) Fourth Assessment Report. Working Group III (Mitigation)*. New York.
- Booth, C. J., y Price, B. C. (1989). Infiltration, soil moisture, and related measurements at a landfill with a fractured cover, Illinois. *Journal of Hydrology*, 108, 175–188. doi:10.1016/0022-1694(89)90282-5
- Börjesson, G., Samuelsson, J. y Chanton, J. (2007). Methane oxidation in Swedish landfills quantified with the stable carbon isotope technique in combination with an optical method for emitted methane. *Environmental Science y Technology*, 41(19), 6684–6690.
- Börjesson, G.; Svensson, H. (1996). Seasonal and Diurnal Methane Emissions from a Lndfill and Their Regulation by Methane Oxidation. *Waste Management and Research*, 15, 33–54.
- Börjesson, G., Danielsson, Å., y Svensson, B. H. (2000). Methane Fluxes from a Swedish Landfill Determined by Geostatistical Treatment of Static Chamber Measurements. *Environmental Science y Technology*, 34(18), 4044–4050. doi:10.1021/es991350s
- Börjesson, G., Samuelsson, J., Chanton, J., Adolfsson, R., Galle, B., y Svensson, B. H. (2009). A national landfill methane budget for Sweden based on field measurements, and an evaluation of IPCC models. *Tellus B*, 61(2), 424–435. doi:10.1111/j.1600-0889.2008.00409.x
- Börjesson, G., Danielson, A., y Svensson, B. H. (1999). *Methane fluxes from Swedish landfills* (p. 19). Univ. Linkoping. Estocolmo

Brunner, D.R. y Keller, D. J. (1972). Solid Waste Management series SW-65ts, Sanitary Landfills.

Bruno, R y Raspa, G (1994). La pratica della geoestatistica lineare, Guerini, Milano.

Calvo, F., Moreno, B., Zamorano, M., y Szanto, M. (2005). Environmental diagnosis methodology for municipal waste landfills. *Waste Management (New York, N.Y.)*, 25(8), 768–79. doi:10.1016/j.wasman.2005.02.019

Calvo, F., Moreno, B., Ramos, Á., y Zamorano, M. (2007). Implementation of a new environmental impact assessment for municipal waste landfills as tool for planning and decision-making process. *Renewable and Sustainable Energy Reviews*, 11(1), 98–115. doi:10.1016/j.rser.2004.12.003

Cano Medina, F. y Torres Rondán, R. (1980). Mapa Geológico Nacional E. 1:50.000 - Hoja 1071 Jimena de la Frontera. Madrid. IGME.

Cardellini, C., Chiodini, G., Frondini, F., Granieri, D., Lewicki, J., y Peruzzi, L. (2003). Accumulation chamber measurements of methane fluxes: application to volcanic-geothermal areas and landfills. *Applied Geochemistry*, 18(1), 45–54. doi:10.1016/S0883-2927(02)00091-4

Carrasco, I. V. F., García, B. A. A., y Bosch, D. T. C. (1997). Chemical composition of landfill leachate in a karst area with a Mediterranean climate (Marbella, southern Spain).

Cazelles, B., Chavez, M., Berteaux, D., Ménard, F., Vik, J. O., Jenouvrier, S., y Stenseth, N. C. (2008). Wavelet analysis of ecological time series. *Oecologia*, 156(2), 287–304. doi:10.1007/s00442-008-0993-2

Castro Gámez, A. F. (1987). Aplicación del as FAI-K a la estimación de variables geológicas: Estudio de un yacimiento de carbón, Tesis de Licenciatura, Univ. Granada, 150pp.

Cazelles, B., Chavez, M., Magny, G. C. De, Guégan, J.-F., y Hales, S. (2007). Time-dependent spectral analysis of epidemiological time-series with wavelets. *Journal of the Royal Society, Interface / the Royal Society*, 4(15), 625–36. doi:10.1098/rsif.2007.0212

Company, E. (1998). Modelling Gas Production in Managed Sanitary Landfills. *Waste Management and Research*, 6, 115–123.

Consorcio Provincial Residuos Sólidos Urbanos/ Diputación de Málaga/ análisis y gestión del subsuelo, S.L. (2014). Campaña de Prospección Geofísica mediante Tomografía Eléctrica para la Caracterización del Subsuelo en el Vertedero de Valsequillo (Antequera, Málaga). Informe Interno.

Contreras, A., Castrillón, L., Blanco, J., Arcos, C. (1988) Caracterización analítica y tratamiento fisicoquímico de los lixiviados de dos vertederos de RSU de diferente antigüedad. *Tecnología del Agua* nº 42, pp.24-27.

Critto, A., Carlon, C., y Marcomini, A. (2003). Characterization of contaminated soil and groundwater surrounding an illegal landfill (S. Giuliano, Venice, Italy) by principal component analysis and kriging. *Environmental Pollution (Barking, Essex: 1987)*, 122(2), 235–44. Retrieved from <http://www.ncbi.nlm.nih.gov/pubmed/12531312>

- Czepiel, P. M., Shorter, J. H., Mosher, B., Allwine, E., McManus, J. B., Harriss, R. C., ... Lamb, B. K. (2003). The influence of atmospheric pressure on landfill methane emissions. *Waste Management (New York, N.Y.)*, 23(7), 593–8. doi:10.1016/S0956-053X(03)00103-X
- Cheremisinoff, N. P. (2003). Handbook of Solid Waste Management and Waste Minimization Technologies (p. 477). Elsevier Ltd.
- Chica-Olmo, M. (1983). Approche Géostatistique de la Caractérisation des Ressources en Charbon. Thèse Docteur-Ingénieur, Ecole Nationale Supérieure des Mines de Paris, 135 pp.
- Chica-Olmo, M. (1987). Análisis Geoestadístico en el Estudio de Explotación de los Recursos Minerales. Tesis Doctoral Univ. Granada.
- Chica-Olmo, M., y Luque-Espinar, J. a. (2002). Applications of the local estimation of the probability distribution function in environmental sciences by kriging methods. *Inverse Problems*, 18(1), 25–36. doi:10.1088/0266-5611/18/1/302
- Chica-Olmo, M. et al. (2005). Una Aproximación Geoestadística al Análisis de la Calidad del Agua Subterránea. In *GeoFocus* (pp. 79–93).
- Christensen, T. H., Kjeldsen, P., Bjerg, P. L., Jensen, D. L., Christensen, J. B., Baun, A. Heron, G. (2001). Biogeochemistry of land @ ll leachate plumes, 16.
- Clark, T. P., y Piskin, R. (1977). Chemical quality and indicator parameters for monitoring landfill leachate in Illinois. *Environmental Geology*, 1(6), 329-340.
- Custodio, E. y Llamas, M.R (1976). Hidrología subterránea. Ed. Omega. Barcelona. 2 Vol.
- Davis, J. C. (2002). *Statistics and Data Analysis in Geology* (p. 620). Wiley and Sons.
- Deutsch, Clayton y Journel, A. (1992.). GSLIB: Geostatistical Software Library and User's Guide, 340 pp. Oxford University Press.
- Deutsch, Clayton y Journel, A. (1998.). GSLIB: Geostatistical Software Library and User's Guide, Second Edition, Oxford University Press.
- Deutsch, W.J. (1997): Groundwater geochemistry. Fundamentals and applications to contamination. Lewis Publishers. 221 páginas.
- Di Bella, G., Di Trapani, D., Mannina, G., y Viviani, G. (2012). Modeling of perched leachate zone formation in municipal solid waste landfills. *Waste Management (New York, N.Y.)*, 32(3), 456–62. doi:10.1016/j.wasman.2011.10.025
- Dlugokencky, E. J. (2003). Atmospheric methane levels off: Temporary pause or a new steady-state? *Geophysical Research Letters*, 30(19), 1992. doi:10.1029/2003GL018126
- Donovan, S. M., Bateson, T., Gronow, J. R., y Voulvoulis, N. (2010). Modelling the behaviour of mechanical biological treatment outputs in landfills using the GasSim model. *The*

Science of the Total Environment, 408(8), 1979–84.
doi:10.1016/j.scitotenv.2009.12.011

DPM. (1988). *Atlas Hidrogeológico de la Provincia de Málaga*. Diputación Provincial de Málaga (España), 151 páginas.

DPM-IGME-GHUMA. (2007). *Atlas Hidrogeológico de la Provincia de Málaga*. Diputación Provincial de Málaga, Instituto Geológico y Minero de España, Grupo de Hidrogeología de la Universidad de Málaga. 3 Tomos, 704 páginas.

D'Ulst. (1984). Stochastos ver 3.1. Variables Regionalisees Approche Stochastique Laboratoire Souterrain. Software Laboratorio de Aguas de Moulins. Francia.

Dwyer, S. (2003). Water Balance Measurements and Computer Simulations of Landfill Covers. Tesis Doctoral Univ. New Mexico.

EEA (European Environment Agency). (2014). Annual European Union greenhouse gas inventory 1990–2012 and inventory report 2014.

Ehrig, H. (1983). Quality and Quantity of Sanitary Landfill Leachate. *Waste Management and Research*, 1(September 1982), 53–68.

Eklund, B. (1992). Practical Guidance for Flux Chamber Measurements of Fugitive Volatile Organic Emission Rates. *Journal of the Air y Waste Management Association*, 42(12), 1583–1591. doi:10.1080/10473289.1992.10467102

Elagroudy, S. a, Abdel-Razik, M. H., Warith, M. a, y Ghobrial, F. H. (2008). Waste settlement in bioreactor landfill models. *Waste Management (New York, N.Y.)*, 28(11), 2366–74. doi:10.1016/j.wasman.2007.11.007

El-Fadel, M. y Khoury, R. (2000). Modeling settlement in MSW landfills: a critical review. *Critical Reviews in Environmental Science and Technology*, 30, 327–361. doi:10.1080/10643380091184200

El-Fadel, M., Findikakis, a. N., y Leckie, J. O. (1997). Modeling Leachate Generation and Transport in Solid Waste Landfills. *Environmental Technology*, 18(7), 669–686. doi:10.1080/09593331808616586

El-Fadel, M., Findikakis, a. N., y Leckie, J. O. (1997). Numerical Modelling of Generation and Transport of Gas and Heat in Sanitary Landfills Iii. Sensitivity Analysis. *Waste Management y Research*, 15(1), 87–102. Doi:10.1177/0734242X9701500107

El-Fadel, M., Bou-Zeid, E., Chahine, W., y Alayli, B. (2002). Temporal variation of leachate quality from pre-sorted and baled municipal solid waste with high organic and moisture content. *Waste Management (New York, N.Y.)*, 22(3), 269–82. Retrieved from <http://www.ncbi.nlm.nih.gov/pubmed/11952174>

Emery, X., y Ortiz, J. M. (2007). Weighted sample variograms as a tool to better assess the spatial variability of soil properties. *Geoderma*, 140(1-2), 81–89. doi:10.1016/j.geoderma.2007.03.002

- Englund, Evan and Sparks, A. (1992). GEO-EAS: Geostatistical Environmental Assessment Software Users's Guide. International Ground Water Modeling Center, Golden, CO.
- Environment Agency. (1999). Methane Emissions from Different Landfill Categories (p. 186). Bristol.
- Environment Agency. (2004). *Guidance on the management of landfill gas*. Bristol. LFTGN 03.
- Environment Agency. (n.d.). Guidance for monitoring trace components in landfill gas. Bristol.
- Environment Agency. (n.d.). Guidance for monitoring landfill gas surface emissions. Bristol. LFTGN 07.
- Environmental Agency. (2007). *Guidance for the Landfill Sector*. Bristol
- EPA. (1993). Solid Waste Disposal Facility Criteria Technical Manual, (November).
- EPA. (2000). Landfill Site Design Guide.
- EPA, U. S., Prevention, A. P., Division, C., y Thorneloe, S. (2005). MEASUREMENT OF FUGITIVE EMISSIONS AT A Measurement of Fugitive Emissions at a Bioreactor Landfill, (August).
- EPA, U. S., Prevention, A. P., Division, C., y Thorneloe, S. (2005). A Case Study Demonstrating Evaluating Landfill Gas Emissions from Closed or Abandoned Facilities Sanitary Landfill Somersworth.
- Estevez Gonzalez, C y Chamón Cobos, C. (1972). Mapa Geológico Nacional E. 1:50.000 - Hoja 1053 Málaga-Torremolinos. Madrid: IGME.
- European Comission. (2003). Eunomia Research and Consulting. Cost for the Municipal Waste Management in the EU, Final Report to Directorate of General Environment.
- European Environmental Agency. (2008). Annual European Community greenhouse gas inventory 1990 - 2006 and inventory report 2008.
- Eurostat. (2010). Environmental statistics and accounts in Europe 2010.
- Farquhar, G. J, and Rovers, F. A. (1973). Gas production during refuse decomposition. *Water, Air, and Soil Pollution*, 2((10)), 483-499.
- Farquhar, G. J. (1989). Leachate: production and characterization. *Canadian Journal of Civil Engineering*, 16(3), 317-325.
- Fatta, D., Voscós, C., Haralambous, a. J., y Loizidou, M. (1997). A study on the groundwater quality in the surroundings of a landfill. *Journal of Environmental Science and Health . Part A: Environmental Science and Engineering and Toxicology*, 32(8), 2275-2287. doi:10.1080/10934529709376682

- Fatta, D., Voscós, C., Papadopoulos, A., y Loizidou, M. (1998). Leachate quality of a MSW landfill. *Journal of Environmental Science and Health, Part A*, 33(5), 749–763. Doi:10.1080/10934529809376760
- Fatta, D.; Papadopoulos, A. y Loizidou, M. (1999): A study on the landfill leachate and its impact on the groundwater quality of the greater area. *Environmental Geochemistry and Health*, 21: 175-190.
- Fécil, B., Héroux, M., Guy, C. (2003). Development of a Method for the Measurement of Net Methane Emissions From MSW Landfills. In *9th International Waste Management and Landfill Symposium*.
- Fellner, J., y Brunner, P. H. (2010). Modeling of leachate generation from MSW landfills by a 2-dimensional 2-domain approach. *Waste Management (New York, N.Y.)*, 30(11), 2084–95. doi:10.1016/j.wasman.2010.03.020
- Fellner, J., Döberl, G., Allgaier, G., y Brunner, P. H. (2009). Comparing field investigations with laboratory models to predict landfill leachate emissions. *Waste Management (New York, N.Y.)*, 29(6), 1844–51. doi:10.1016/j.wasman.2008.12.022
- Fenn, D., Hanley, J. y Truett, V. (1975). Use of the Water Balance method for Predicting Leachate Generation from Solid Waste Disposal Sites (p. 45).
- Fernandez-Cortés, A. Caracterización microclimática de cavidades y análisis de la influencia antrópica de su uso turístico. 2004. 424 p. Tesis Doctoral Universidad de Almería, Almería. 2004.
- Figuroa, V. K., Mackie, K. R., Guarriello, N., y Cooper, C. D. (2009). A Robust Method for Estimating Landfill Methane Emissions. *Journal of the Air and Waste Management Association*, 59(8), 925–935. doi:10.3155/1047-3289.59.8.925
- Franzidis, J.-P., Héroux, M., Nastev, M., y Guy, C. (2008). Lateral migration and offsite surface emission of landfill gas at City of Montreal landfill site. *Waste Management y Research*, 26(2), 121–131. doi: 10.1177/0734242X07085752
- Frasconi, D., Bronzini, F., Giordano, G., Tedioli, G., y Nocentini, M. (2004). Long-term characterization, lagoon treatment and migration potential of landfill leachate: a case study in an active Italian landfill. *Chemosphere*, 54(3), 335–43. doi:10.1016/j.chemosphere.2003.08.013
- Fredenslund, A. M., Scheutz, C., y Kjeldsen, P. (2010). Tracer method to measure landfill gas emissions from leachate collection systems. *Waste Management (New York, N.Y.)*, 30(11), 2146–52. doi:10.1016/j.wasman.2010.03.013
- Fritz, S.J.; Bryan, J.D.; Harvey, F.E. y Leap, D.I. (1994): A geochemical and isotopic approach to delineate landfill leachates in a RCRA study. *Groundwater*, 5 (32): 743-750.
- Fryzlewicz, P. (2010). Wavelet methods. *Wiley Interdisciplinary Reviews: Computational Statistics*, 2(6), 654–667. doi:10.1002/wics.124
- Furon, A. C., Wagner-Riddle, C., Smith, C. R., y Warland, J. S. (2008). Wavelet analysis of wintertime and spring thaw CO₂ and N₂O fluxes from agricultural fields.

Agricultural and Forest Meteorology, 148(8-9), 1305–1317.
doi:10.1016/j.agrformet.2008.03.006

García de Cortázar, A. L., y Tejero Monzón, I. (2007). Application of simulation models to the diagnosis of MSW landfills: an example. *Waste Management (New York, N.Y.)*, 27(5), 691–703. doi:10.1016/j.wasman.2006.04.015

García de Cortázar, A.L, y Tejero Monzón, I. (2007). MODUELO 2: A new version of an integrated simulation model for municipal solid waste landfills. *Environmental Modelling y Software*, 22(1), 59–72. doi:10.1016/j.envsoft.2005.11.003

Gebert J., and G. A. (2006). Passive landfill gas emission – Influence of atmospheric pressure and implications for the operation of methane-oxidising biofilters. *Waste Management*, 26(3), 245–251.

Gebert, J, Huber-Humer, M., Oonk, H., Scharff, H. (2011). Methane Oxidation Tool. An approach to estimate oxidation on landfills. Retrieved from http://www.afvalzorg.nl/Libraries/Publications_Methane_oxidation

Gilat, A. (2010). *Matlab. An Introduction with Applications* (p. 418). Wiley and Sons.

Gioannis, G. De, Muntoni, a, Cappai, G., y Milia, S. (2009). Landfill gas generation after mechanical biological treatment of municipal solid waste. Estimation of gas generation rate constants. *Waste Management (New York, N.Y.)*, 29(3), 1026–34. Doi:10.1016/j

Girard, M. C. (1989). Télédétection appliquée, zones tempérées et intertropicales. *Collection Sciences Agronomiques. De. Mas- Son*, 195–230.

Giroud, J.P., Khatami, A. y Badu-Tweneboah, K. (1989). Evaluation of the rate of leakage through composite liners. *Geotextiles and Geomembranes*, 8(4), 337–340. doi:doi.org/10.1016/0266-1144(89)90016-2

Gomez Martín, M. A. (1997). Estudio Hidrológico de vertederos controlados de residuos sólidos urbanos: Vertederos de Gipuzkoa y Navarra. El vertedero como Sistema Acuífero. Universidad del País Vasco.

Goovaerts, P. (2009). AUTO-IK: A 2D indicator kriging program for the automated non-parametric modeling of local uncertainty in earth sciences. *Computers y Geosciences*, 35(6), 1255–1270. doi:10.1016/j.cageo.2008.08.014

Goovaerts, P. (1999). Geostatistics in soil science: state-of-the-art and perspectives. *Geoderma*, 89(1-2), 1–45. Doi:10.1016/S0016-7061(98)00078-0

Goovaerts, P. (2001). Geostatistical modelling of uncertainty in soil science. *Geoderma*, 103(1-2), 3–26. Doi:10.1016/S0016-7061(01)00067-2

Goovaerts, P. (2000). Geostatistical approaches for incorporating elevation into the spatial interpolation of rainfall. *Journal of Hydrology*, 228(1-2), 113–129. doi:10.1016/S0022-1694(00)00144-X

- Goovaerts, P., Webster, R., Dubois, J. (1997). Assessing the risk of soil contamination in the Swiss Jura using indicator geostatistics. *Environmental and Ecological Statistics*, 4, 31-48.
- Graps, A. (1995). An Introduction to Wavelets. *IEEE Computational Science and Engineering*, 2(2), 18.
- Grinsted, A., Moore, J. C., y Jevrejeva, S. (2004). Nonlinear Processes in Geophysics Application of the cross wavelet transform and wavelet coherence to geophysical time series, 561-566.
- Gupta, H. V., Kling, H., Yilmaz, K. K., y Martinez, G. F. (2009). Decomposition of the mean squared error and NSE performance criteria: Implications for improving hydrological modelling. *Journal of Hydrology*, 377(1-2), 80-91. doi:10.1016/j.jhydrol.2009.08.003
- Gustafsson, J.P, 2003. Visual MINTEQ, version 2.14, Department of Land and Water Resources Engineering, KTH (2003) Stockholm, Sweden.
- Gustafsson, J. P. (2010) Visual MINTEQ. Ver. 3.0. Free equilibrium speciation model software.
- Hammer, Ø. (2009). New statistical methods for detecting point alignments. *Computers and Geosciences*, 35(3), 659-666.
- Hargreaves, G.H. y Samani, Z. A. (1985). Reference crop evapotranspiration from temperature. *Applies Eng. In Agric.*, 1(2), 96-99.
- Harmel, R.D., Smith, P. K. (2007). Consideration of measurement uncertainty in the evaluation of goodness-of-fit in hydrologic and water quality modeling. *Journal of Hydrology*, 337, 326-336.
- Heijo Scharff, J. J. (2006). Applying guidance for methane emission estimation. *Waste Management*, 26(4), 417-429.
- Horton, R. E. (1919). Rainfall interception. *Monthly Weather Rev. US Weather Bureau*, 47(9), 603-623.
- Huang, Q., Yang, Y., Pang, X., y Wang, Q. (2008). Evolution on qualities of leachate and landfill gas in the semi-aerobic landfill. *Journal of Environmental Sciences (China)*, 20(4), 499-504. Retrieved from <http://www.ncbi.nlm.nih.gov/pubmed/18575138>
- INE. (2012). Encuesta sobre la Recogida y el Tratamiento de Residuos (pp. 4-8).
- Ishigaki, T., Chung, C. Van, Sang, N. N., Ike, M., Otsuka, K., Yamada, M., y Inoue, Y. (2008). Estimation and field measurement of methane emission from waste landfills in Hanoi, Vietnam. *Journal of Material Cycles and Waste Management*, 10(2), 165-172. doi:10.1007/s10163-008-0202-8
- Ishigaki, T., Kozakai, T., Ohkochi, Y., Yamada, M., Nagamori, M., Ono, Y., y Inoue, Y. (2002). Field Survey on Methane Emission from Waste Landfill Site in Japan, (January), 447-451.

- Ishigaki, T., Yamada, M., Nagamori, M., Ono, Y., y Inoue, Y. (2005). Estimation of methane emission from whole waste landfill site using correlation between flux and ground temperature. *Environmental Geology*, 48(7), 845–853. doi:10.1007/s00254-005-0008-0
- Jacobs, J., Scharff, H., Hensen, A., y Kraai, A. (2007). Testing a Simple and Low Cost Methane Emission Measurement Method. In *11th International Waste Management and Landfill Symposium*.
- Jang, Y. S., Kim, Y. W., y Lee, S. I. (2002). Hydraulic properties and leachate level analysis of Kimpo metropolitan landfill, Korea. *Waste Management (New York, N.Y.)*, 22(3), 261–7. Retrieved from <http://www.ncbi.nlm.nih.gov/pubmed/11952173>
- Jang, Y.-S., y Kim, Y.-I. (2003). Behavior of a municipal landfill from field measurement data during a waste-disposal period. *Environmental Geology*, 44(5), 592–598. doi:10.1007/s00254-003-0796-z
- Jenkins, G.M. y Watts, D.G. (1968). Spectral analysis and its applications. Holden-Day, San Francisco, 525 páginas.
- Journel, A. G. y Huijbregts, C. J. (1978). *Mining geostatistics*. (Academic P.). London ; New York.
- Junta de Andalucía, C. M. A. y O. T. (2013). *Notificación de Datos PRTR*. Guía de apoyo a la notificación de emisiones para las actividades de gestión de residuos. Epígrafe 5. Diciembre 2013. 46 páginas.
- H. Kamalan, M. S. and N. S. (2011). A Review on Available Landfill Gas Models. *Journal of Environmental Science and Technology*, 4, 79–92. doi:10.3923/jest.2011.79.92
- Kang, S., y Lin, H. (2007). Wavelet analysis of hydrological and water quality signals in an agricultural watershed. *Journal of Hydrology*, 338(1-2), 1–14. doi:10.1016/j.jhydrol.2007.01.047
- Kestin, T.S., Karoly, D.J. Y Yano, J. (1998). Time – Frequency Variability of ENSO and Stochastic Simulations. *Journal of Climate*, 11, 2258–2272.
- Kitanidis, P. K., y Shen, K.-F. (1996). Geostatistical interpolation of chemical concentration. *Advances in Water Resources*, 19(6), 369–378. doi:10.1016/0309-1708(96)00016-4
- Kjeldsen, P. (1993). Groundwater pollution source characterization of an old landfill Historical investigations. *Journal of Hydrology*, 142, 349–371.
- Kjeldsen, P., y Fischer, E. (1995). Landfill gas migration—Field investigations at Skellingsted landfill, Denmark. *Waste Management y Research*, 13(5), 467–484. doi:10.1016/S0734-242X(05)80025-4
- Kjeldsen, P.; Bjerg, P.L.; Winther, P.; Rugge, K.; Pedersen, J.K.; Skov, B.; Foverskov, A. y Christensen, T.H. (1995): Assessment of the spatial variability in leachate migration from an old landfill site. *Groundwater Quality: Remediation and Protection*, 225: 365-373.

- Kjeldsen, P.; Grundtvig, A.; Winther, P. y Andersen, J.S. (1998a): Characterization of an old municipal landfill (Grindsted, Denmark) as a groundwater pollution source: Landfill history and leachate composition. *Waste Management Research*, 1 (16): 3-13.
- Kjeldsen, P.; Bjerg, P.L.; Ruge, K.; Christensen, T.H. y Pedersen, J.K. (1998b): Characterization of an old municipal landfill (Grindsted, Denmark) as a groundwater pollution source: Landfill hydrology and leachate migration. *Waste Management Research*, 1 (16): 14-22.
- Kjeldsen, P., Barlaz, M. a., Rooker, A. P., Baun, A., Ledin, A., y Christensen, T. H. (2002). Present and Long-Term Composition of MSW Landfill Leachate: A Review. *Critical Reviews in Environmental Science and Technology*, 32(4), 297-336. doi:10.1080/10643380290813462
- Kmet, P. (1982). Environmental Protection Agency's 1975 water balance method-its use and limitations.
- Knisel, W. G. (1980). "CREAMS: A Fieldscale Model for Chemical, Runoff, and Erosion from Agricultural Management Systems." USDA, Science and Education Administration, Conservation Report No. 26, Washington, D.C.
- Krause, P., y Boyle, D. P. (2005). Advances in Geosciences Comparison of different efficiency criteria for hydrological model assessment, 89-97.
- Kulikowska, D., y Klimiuk, E. (2008). The effect of landfill age on municipal leachate composition. *Bioresource Technology*, 99(13), 5981-5. doi:10.1016/j.biortech.2007.10.015
- Labat, D. (2006). Oscillations in land surface hydrological cycle. *Earth and Planetary Science Letters*, 242(1-2), 143-154. doi:10.1016/j.epsl.2005.11.057
- Labat, D., Ababou, R., y Mangin, a. (2000). Rainfall-runoff relations for karstic springs. Part I: convolution and spectral analyses. *Journal of Hydrology*, 238(3-4), 123-148. Doi:10.1016/S0022-1694(00)00321-8
- Labat, D., Ababou, R., y Mangin, a. (2000). Rainfall-runoff relations for karstic springs. Part II: continuous wavelet and discrete orthogonal multiresolution analyses. *Journal of Hydrology*, 238(3-4), 149-178. doi:10.1016/S0022-1694(00)00322-X
- Labat, D; Ababou, R; Mangin, A. (2001). Introduction of Wavelet Analyses to Rainfall/Runoffs Relationship for a Karstic Basin: The Case of Licq-Atherey Karstic System (France). *Ground Water*, 39(4), 605-615.
- Labat, D. (2010). Cross wavelet analyses of annual continental freshwater discharge and selected climate indices. *Journal of Hydrology*, 385(1-4), 269-278. Doi:10.1016/j.jhydrol.2010.02.029
- Labat, D. (2005). Recent advances in wavelet analyses: Part 1. A review of concepts. *Journal of Hydrology*, 314(1-4), 275-288. doi:10.1016/j.jhydrol.2005.04.003

- Labat, D., Mangin, A., y Ababou, R. (2002). Rainfall-runoff relations for karstic springs: multifractal analyses. *Journal of Hydrology*, 256(3-4), 176-195. doi:10.1016/S0022-1694(01)00535-2
- Labat, D., Ronchail, J., y Guyot, J. L. (2005). Recent advances in wavelet analyses: Part 2—Amazon, Parana, Orinoco and Congo discharges time scale variability. *Journal of Hydrology*, 314(1-4), 289-311. doi:10.1016/j.jhydrol.2005.04.004
- Lando, A. T., Nakayama, H., y Shimaoka, T. (2013). Monitoring of Methane Concentration in Indonesia Landfill Sites, (March), 18-21.
- Lane, S. N. (2007). Assessment of rainfall-runoff models based upon wavelet analysis, 607(August 2006), 586-607. doi:10.1002/hyp
- Legates, D.R. y McCabe Jr., G. J. (1999). Evaluation the use of “goodness-of-fit” measures in hydrologic and hydroclimatic model validation. *Water Resources Research*, 35, 233-241.
- LIMASA/GEOCISA/ (2011). Balance Hídrico Vertedero de RNP (Fase 1) del Centro Ambiental "Los Ruices". (Málaga). Informe Interno
- LIMASA/GEOCISA/ (2011). Estudio de Estabilidad Vertedero de RNP (Fase 1) del Centro Ambiental "Los Ruices". (Málaga). Informe Interno
- LIMASA/GEOCISA/ (2011-2013). Informes Anuales de control de movimientos e inspección Visual del Vertedero de RNP (Fase 1) del Centro Ambiental "Los Ruices". (Málaga). Informe Interno
- LIMASA/GEOCISA/INEMA (2013). Investigación Geofísica para la localización de Acumulaciones de Lixiviado en el Vertedero de RNP (Fase 1) del Centro Ambiental "Los Ruices". (Málaga). Informe Interno
- Liu, H.-L., Bao, A.-M., Chen, X., Wang, L., y Pan, X. (2011). Response analysis of rainfall-runoff processes using wavelet transform: a case study of the alpine meadow belt. *Hydrological Processes*, 25(14), 2179-2187. doi:10.1002/hyp.7969
- Liu, Y., Brown, J., Demargne, J., y Seo, D.-J. (2011). A wavelet-based approach to assessing timing errors in hydrologic predictions. *Journal of Hydrology*, 397(3-4), 210-224. doi:10.1016/j.jhydrol.2010.11.040
- MAGRAMA (2011). Residuos 8.1. In *Anuario 2011 Estadísticas*.
- Mangin, A. (1971). Etude des débits classés d'exutoires karstiques portant sur un cycle hydrologique. *Annales de spéléologie*, 28(1), 21-40.
- Mangin, A. (1975). Contribution a l'étude hydrodynamique des aquifères karstiques. Thèse, Institut des Sciences de la Terre de l'Université de Dijon.
- Mangin, A. (1981a). Utilisation des analyses corrélatrice et spectrale dans l'approche des systèmes hydrologiques. *Comptes Rendus de l'Académie des Sciences, Série III*, 293, 401-404.

- Mangin, A. (1981b). Apports des analyses corrélatrice et spectrale dans l'approche des systèmes hydrologiques. C.R. Acad. Sci. Paris, 293, 1011-1014.
- Mangin, A. (1982). L'approche systémique du karst, conséquences conceptuelles et méthodologiques. Proc. Réunion Monographica sobre el karst, Larra, 141-157
- Mangin, A (1984). Pour une meilleure connaissance des systèmes hydrologiques à partir des analyses corrélatrice et spectrale. *Journal of Hydrology*, 67, 25-43.
- Mangin, A (1994). Karst hydrogeology, in Gilbert, J., Danielopol, D.L., and Stanford, J.A., eds., *Groundwater ecology*: San Diego, Academic Press, p. 43-67.
- Marinoni, O. (2003). Improving geological models using a combined ordinary-indicator kriging approach. *Engineering Geology*, 69(1-2), 37-45. doi:10.1016/S0013-7952(02)00246-6
- Martín-Algarra, A. (1987). Evolución geológica Alpina del contacto entre las Zonas Internas y las Zonas Externas de la Cordillera Bética. Tesis Doctoral, Universidad de Granada, 1171 págs.
- Martín González, S. (1997). Biogás en Vertederos Controlado. De Residuos Sólidos Urbanos: Análisis de Variables y Modelización. Tesis Doctoral Universidad de Oviedo.
- Martín Serrano, A. (1983). Mapa Geológico Nacional E. 1:50.000 - Hoja 1023 Antequera. Madrid: IGME.
- Martín, Santiago; Marañón, Elena y Sastre, H. (1997). Landfill gas extraction technology: Study, simulation and manually controlled extraction. *Bioresource Technology*, 62(1-2), 47-54.
- Massart, D. y Kaufman, L. (1983). *The Interpretation of Analytical Chemical Data by the Use of Cluster Analysis*. Wiley, ISBN: 10:0471078611 ISBN: 13:9780471078616
- Massei, N., Dupont, J. P., Mahler, B. J., Laignel, B., Fournier, M., Valdes, D., y Ogier, S. (2006). Investigating transport properties and turbidity dynamics of a karst aquifer using correlation, spectral, and wavelet analyses. *Journal of Hydrology*, 329(1-2), 244-257. doi:10.1016/j.jhydrol.2006.02.021
- Meer, S. R., y Benson, C. H. (2007). Hydraulic Conductivity of Geosynthetic Clay Liners Exhumed from Landfill Final Covers. *Journal of Geotechnical and Geoenvironmental Engineering*, 133(5), 550-563. doi:10.1061/(ASCE)1090-0241(2007)133:5(550)
- Melchior, S., K. Berger, B. Vielhaber y G. Miehlich, (1994). Multilayered Landfill Covers: Field Data on the Water Balance and Liner Performance. In: Gee, G.W. y N.R. Wing (Hrsg.), 1994: *In-Situ Remediation: Scientific Basis for Current and Future Technologies*. Thirty-Third Hanford Symposium on Health and the Environment, November 7-11, 1994, Pasco, Washington, U.S.A., Part 1, pp. 411-425
- Melchior, S. (1997). In-Situ Studies on the Performance of Landfill Caps. In 1997 *International Containment Tech.* (p. 10).

- Mesania, F. A., y Jennings, A. A. (1998). A hydraulic barrier design teaching module based on HELP 3.04 and HELP model for Windows v2. 05. *Environmental Modelling y Software*, 13, 1–8.
- Ministerio de Medio Ambiente. (2003). Desarrollo Técnico del R.D. 1481/2001 relativo a las Instalaciones de Vertido de Residuos.
- Mor, S., Ravindra, K., Dahiya, R. P., y Chandra, a. (2006). Leachate characterization and assessment of groundwater pollution near municipal solid waste landfill site. *Environmental Monitoring and Assessment*, 118(1-3), 435–56. doi:10.1007/s10661-006-1505-7
- Moreno Merino, L., De la Losa Román, A., INAQUAS (2008), Utilidad para la Interpretación de Análisis Químicos de Aguas Subterráneas, IGME, ISBN.978-84-7840-779-8
- Moriasi, D. N., Arnold, J. G., Liew, M. W. Van, Bingner, R. L., Harmel, R. D., y Veith, T. L. (2007). Model Evaluation Guidelines for Systematic Quantification of Accuracy in Watershed Simulations. In *Translations of the ASABE* (Vol. 50, pp. 885–900).
- Mosher, B. W., Czepiel, P. M., Harriss, R. C., Shorter, J. H., Kolb, C. E., McManus, J. B., Lamb, B. K. (1999). Methane Emissions at Nine Landfill Sites in the Northeastern United States. *Environmental Science y Technology*, 33(12), 2088–2094. doi:10.1021/es981044z
- Nash, J. E. and J. V. S. (1970). River flow forecasting through conceptual models part I — A discussion of principles. *Journal of Hydrology*, 10(3), 282–290.
- Office for Official Publications of the European Communities. (2003). *Waste Generated and Treated in Europa*.
- Oliver, M. A. (2010). *Geostatistical Applications for Precision Agriculture* (p. 323). Springer.
- Oliver, M. a., y Khayrat, a. L. (2001). A geostatistical investigation of the spatial variation of radon in soil. *Computers y Geosciences*, 27(8), 939–957. doi:10.1016/S0098-3004(00)00133-3
- Oman, C. B., y Junestedt, C. (2008). Chemical characterization of landfill leachates--400 parameters and compounds. *Waste Management (New York, N.Y.)*, 28(10), 1876–91. doi:10.1016/j.wasman.2007.06.018
- Otero Peral, L. (1988). *Residuos Sólidos Urbanos*. (MOPU, Ed.). Unidades Temáticas Ambientales de la Dirección General de Medio Ambiente. Madrid.
- Oygard, J. K., Måge, A., Gjengedal, E., y Svane, T. (2005). Effect of an uncontrolled fire and the subsequent fire fight on the chemical composition of landfill leachate. *Waste Management (New York, N.Y.)*, 25(7), 712–8. doi:10.1016/j.wasman.2004.11.008
- Owen, J.A. y Manning, D.A.C. (1997): Silica in landfill leachates: implications for clay mineral stabilities. *Applied Geochemistry*, 12: 267-280.

- Özger, M., Mishra, A. K., y Singh, V. P. (2010). Scaling characteristics of precipitation data in conjunction with wavelet analysis. *Journal of Hydrology*, 395(3-4), 279–288. doi:10.1016/j.jhydrol.2010.10.039
- Pacheco, M., Sivakugan, N., y Barbosa, M. C. (2008). Statistical Assessment of Unidirectional Propagation of a Leachate Contamination Plume. *Geotechnical and Geological Engineering*, 27(1), 123–135. Doi:10.1007/s10706-008-9218-z
- Padilla, A. y Pulido-Bosch, A. (1995). "Study of hdrographs of krstic auifers by means of correlation and cross-spectral analysis". *Journal of Hydrology*, 168:73789.
- Pannatier, Y., York, N., y Version, V. (2001). Software review. Variowin. *Computer y Geosciences*, 27, 125–127.
- Pardo- Iguzquiza, E., y Dowd, P. A. (2001). VARIOG2D : a computer program for estimating the semi-variogram and its uncertainty, 27, 549–561.
- Pardo-Iguzquiza, E., Rodríguez-Galiano, V. F., Chica-Olmo, M., y Atkinson, P. M. (2011). Image fusion by spatially adaptive filtering using downscaling cokriging. *ISPRS Journal of Photogrammetry and Remote Sensing*, 66(3), 337–346. doi:10.1016/j.isprsjprs.2011.01.001
- Pardo- Iguzquiza, E., y Chica-Olmo, M. (2005). Interpolation and mapping of probabilities for geochemical variables exhibiting spatial intermittency. *Applied Geochemistry*, 20(1), 157–168. doi:10.1016/j.apgeochem.2004.05.007
- Pardo- Iguzquiza, E., y Dowd, P. a. (2003). IRFK2D: a computer program for simulating intrinsic random functions of order k. *Computers y Geosciences*, 29(6), 753–759. doi:10.1016/S0098-3004(03)00030-X
- Pardo- Iguzquiza, E., y Dowd, P. a. (2003). SPECSIM2: a program for spectral simulation of anisotropic two-dimensional random fields. *Computers y Geosciences*, 29(8), 1013–1020. doi:10.1016/S0098-3004(03)00102-X
- Pardo-Igúzquiza, E., y Dowd, P. a. (2005). Multiple indicator cokriging with application to optimal sampling for environmental monitoring. *Computers y Geosciences*, 31(1), 1–13. doi:10.1016/j.cageo.2004.08.006
- Pardo-Iguzquiza, E., y Dowd, P. a. (2005). EMLK2D: a computer program for spatial estimation using empirical maximum likelihood kriging. *Computers y Geosciences*, 31(3), 361–370. doi:10.1016/j.cageo.2004.09.020
- Pardo-Iguzquiza, E., y Olea, R. a. (2012). VARBOOT: A spatial bootstrap program for semivariogram uncertainty assessment. *Computers y Geosciences*, 41, 188–198. doi:10.1016/j.cageo.2011.09.002
- Park, J.-K., Lee, J.-Y., y Kim, T.-D. (2008). Statistical evaluation of groundwater quality around an uncontrolled landfill: implication for plume migration pathways. *Geosciences Journal*, 12(3), 265–275. doi:10.1007/s12303-008-0027-4

- Park, S., Joe, K. S., Han, S. H., Eom, T. Y., y Kim, H. S. (1999). Characteristics and Distribution of Metallic Elements in Landfill Leachates. *Environmental Technology*, 20(4), 443–448. doi:10.1080/09593332008616839
- Parkhurst, D.L., and Appelo, C.A.J., 2013, Description of input and examples for PHREEQC version 3—A computer program for speciation, batch-reaction, one-dimensional transport, and inverse geochemical calculations: U.S. Geological Survey Techniques and Methods, book 6, chap. A43, 497 p., <http://pubs.usgs.gov/tm/06/a43/>.
- Partal, T. (2012). Wavelet analysis and multi-scale characteristics of the runoff and precipitation series of the Aegean region (Turkey). *International Journal of Climatology*, 32(1), 108–120. doi:10.1002/joc.2245
- Pebesma, E. J., y Wesseling, C. G. (1998). Gstat: a program for geostatistical modelling, prediction and simulation. *Computers y Geosciences*, 24(1), 17–31. doi:10.1016/S0098-3004(97)00082-4
- Peer, R.I., Thorneloe, S.A., Epperson, D. L. (1993). A comparison of methods for estimating global methane emissions from landfills. *Chemosphere*, 26(1-4), 387–400.
- Perrier, E. R., and Gibson, A. C. (1981). Hydrologic simulation on solid waste disposal sites. EPA-530/SW-868, U.S. Environmental Protection Agency, Cincinnati, OH
- Peytom, R.L. y Schroeder, P. R. (1993). Water Balance for landfills. In D. E. Danie (Ed.), *Geotechnical Practice for Waste Disposal* (pp. 214–243). London.
- Pipatti, R y Svardal, P. et al. (2006). Disposal, Solid Waste Guidelines, IPCC Greenhouse, National Inventories, Gas CHAPTER 3 (pp. 1–40).
- Poon, K.-F., Wong, R. W.-H., Lam, M. H.-W., Yeung, H.-Y., y Chiu, T. K.-T. (2000). Geostatistical modelling of the spatial distribution of sewage pollution in coastal sediments. *Water Research*, 34(1), 99–108. doi:10.1016/S0043-1354(99)00119-0
- Pushpalatha, R., Perrin, C., Moine, N. Le, y Andréassian, V. (2012). A review of efficiency criteria suitable for evaluating low-flow simulations. *Journal of Hydrology*, 420-421, 171–182. doi:10.1016/j.jhydrol.2011.11.055
- Rachor, I, y Gebert, J. (2009). Spatial and Temporal Variability of Gas Emissions from Old Landfills. In *Proceedings Sardinia 2009 Twelfth International Waste Management and Landfill Symposium*.
- Rapti-Caputo, D., y Vaccaro, C. (2006). Geochemical evidences of landfill leachate in groundwater. *Engineering Geology*, 85(1-2), 111–121. doi:10.1016/j.enggeo.2005.09.032
- Reinhart, D. (1996). Full-Scale Experiences With Leachate Recirculating Landfills: Case Studies. *Waste Management y Research*, 14(4), 347–365. doi:10.1006/wmre.1996.0036

- Reinhart, D. R., y Basel Al-Yousfi, a. (1996). The Impact of Leachate Recirculation On Municipal Solid Waste Landfill Operating Characteristics. *Waste Management y Research*, 14(4), 337–346. doi:10.1177/0734242X9601400402
- Remy, N.; Boucher, A.; Wu, J. (2006). SgeMS's User Guide. Universidad de Standford.
- Remy, N.; Boucher, A.; Wu, J. (2009). Applied Geostatistics with SGeMS: A User's Guide. Cambridge University Press.
- Ritchie, J. T. (1972). A model for predicting evaporation from a row crop with incomplete cover. *Water Resources Research*, 8(5), 1204–1213.
- Ripley, B. B. D. (2013). Tests of 'Randomness' for Spatial Point Patterns. *Journal of the Statistical Society. Series B*, 41(3), Wiley Ed. 368–374.
- Roberston, T y Dunbar, J. (2005). Guidance for Evaluating Landfill Gas Emissions form Closed or Abandoned Facilities (p. 306). EPA - 600/R-05/123a
- Ross, W.R. (1990): Factors influencing the chemical characteristics of landfill leachates. *Water SA*, 4 (16) : 275-280.
- Ruch, D.K., Van Fleet, P. J. (2009). *Wavelet Theory. An Elementary Approach with Applications*. (Wiley and sons, Ed.) (p. 502).
- Salerno, F., y Tartari, G. (2009). A coupled approach of surface hydrological modelling and Wavelet Analysis for understanding the baseflow components of river discharge in karst environments. *Journal of Hydrology*, 376(1-2), 295–306. doi:10.1016/j.jhydrol.2009.07.042
- Schaefli, B., Maraun, D., y Holschneider, M. (2007). What drives high flow events in the Swiss Alps? Recent developments in wavelet spectral analysis and their application to hydrology. *Advances in Water Resources*, 30(12), 2511–2525. doi:10.1016/j.advwatres.2007.06.004
- Scharff, H. (2005) Landfill Gas Prediction and Emision on Former Landfills. Interreg IIIC. European Union.
- Scharff, Heijo; Jacobs, J. (2006). Applying guidance for methane emission estimation for landfills. *Waste Management*, 26(4), 417–429.
- Scheutz, C., Kjeldsen, P., Bogner, J. E., De Visscher, A., Gebert, J., Hilger, H. a, ... Spokas, K. (2009). Microbial methane oxidation processes and technologies for mitigation of landfill gas emissions. *Waste Management y Research: The Journal of the International Solid Wastes and Public Cleansing Association, ISWA*, 27(5), 409–55. doi:10.1177/0734242X09339325
- Schroeder, P. R., Dozier, T. S., Zappi, P. A., Mcenroe, B. M., Sjostrom, J. W., y Peyton, R. L. (1994). The Hydrologic Evaluation of Landfill Performance Model (HELP): Engineering Documentation for versión 3. EPA/600/R-94/168b. September 1994. U.S. Environmental Protection Agency Office of Research and Development. Washington, D.C.

- Schweigkofler, M. y Niessner, R. (2001). Removal of siloxanes in biogases. *Journal of Hazardous Materials*, 83(3), 183–196.
- Shanti, C. Arnold, J.G., Williamns, J.R, et al. (2001). Validation of the SWAT model on a large river basin with point and nonpoint sources. *J. Amer Water Ressources Asoc.*, 37, 1169–1188.
- Shariatmadari, N; Abdoli, M. A. (2010). Assesment of HELP Model Performance in Arid Areas, Case Study: Landfill Test Cells in Kahrizak. *Research Journal of Environmental Sciences*.
- Singh, J., Knapp, H. V., y Demissie, M. (2004). Hydrologic Modeling of the Iroquois River Watershed Using HSPF and SWAT.
- Slack, R. J., Gronow, J. R., y Voulvoulis, N. (2005). Household hazardous waste in municipal landfills: contaminants in leachate. *The Science of the Total Environment*, 337(1-3), 119–37. doi:10.1016/j.scitotenv.2004.07.002
- Smith, E.D. y Luxmore, R. J. (1997). Natural physical and biological processes compromise the long term integrity of compacted clay cap. In *Barrier Technologies for Environmental management: Summary of a Workshop*. National Research Council. National Academic Press.
- Smith, A., Brown, K., Ogilvie, S., Rushton, K., and Bates, J. (2001). Waste Management Options and Climate change. Final Report to the European Commission 2001.
- Soman, K.P., Ramachandran, K.I., Resmi, N. G. (2005). *Insight into Wavelets, from theory to practice*. (Prentice Hall of India, Ed.) (p. 305). New Delhi.
- Sormunen, K., Ettala, M., y Rintala, J. (2008). Internal leachate quality in a municipal solid waste landfill: vertical, horizontal and temporal variation and impacts of leachate recirculation. *Journal of Hazardous Materials*, 160(2-3), 601–7. doi:10.1016/j.jhazmat.2008.03.081
- Sowers, G. F. (1973). Settlement of waste disposal fill. In *Engineering., Proc. 3rd International Conference on Soil Mechanics and Foundation* (pp. 207–210). Moscow.
- Spikula, D. R. (1997). Subsidence Performance of Landfills Source. In *Geotextiles and Geomembranes, Volume 15*, (pp. 395–402). Elsevier.
- Spokas, K., Bogner, J., Chanton, J. P., Morcet, M., Aran, C., Graff, C., Hebe, I. (2006). Methane mass balance at three landfill sites: what is the efficiency of capture by gas collection systems? *Waste Management (New York, N.Y.)*, 26(5), 516–25. doi:10.1016/j.wasman.2005.07.021
- Spokas, K., Graff, C., Morcet, M., y Aran, C. (2003). Implications of the spatial variability of landfill emission rates on geospatial analyses. *Waste Management (New York, N.Y.)*, 23(7), 599–607. doi:10.1016/S0956-053X(03)00102-8
- Stark, H. G. (2005). *Wavelets and Signal Processing* (p. 158). Berlin/Heidelberg: Springer-Verlag. Doi:10.1007/3-540-27481-2

- Statom, R. a., Thyne, G. D., y McCray, J. E. (2004). Temporal changes in leachate chemistry of a municipal solid waste landfill cell in Florida, USA. *Environmental Geology*, 45(7), 982–991. doi:10.1007/s00254-003-0957-0
- Talyan, V., Dahiya, R. P., Anand, S., y Sreekrishnan, T. R. (2007). Quantification of methane emission from municipal solid waste disposal in Delhi. *Resources, Conservation and Recycling*, 50(3), 240–259. doi:10.1016/j.resconrec.2006.06.002
- Tatsi, A. y Zouboulis, A.I. (2002): A field investigation of the quantity and quality of leachate from a municipal solid waste landfill in a Mediterranean climate (Thessaloniki, Greece). *Advances in Environmental Research*, 6: 207-219.
- Tchobanoglous G. and Leary P.R. (2003). *Landfilling In, Handbook of Solid Waste Management*. (I. N. Y. McGraw-Hill, Ed.). New York.
- Tchobanoglous, G., Theisen, H., Vigil, S. A. (1993). *Integrated solid waste management: engineering principles and management issues* (p. 978). McGraw-Hill.
- Tchobanoglous, G., Theisen, H., Vigil, S. A. (1994). *Gestión Integral de Residuos Sólidos*. Ed. McGraw Hill - Madrid
- Témez, J. R. (1978). Cálculo hidrometeorológico de caudales máximos en pequeñas cuencas naturales. (p. 113).
- Themelis, Nickolas J., and Ulloaa, P. A. (2006). Methane generation in landfills. *Renewable Energy*, 32(7), 1243–1257.
- Thompson, S., Sawyer, J., Bonam, R., y Valdivia, J. E. (2009). Building a better methane generation model: Validating models with methane recovery rates from 35 Canadian landfills. *Waste Management (New York, N.Y.)*, 29(7), 2085–91. doi:10.1016/j.wasman.2009.02.004
- Thorntwaite, G. W. (1948). An approach toward a rational classification of climate. *Geographical*, 38, 59–64.
- Torrence, C., Webster, P. T. (1999). Interdecadal Changes in the ENSO – Monsoon System. *American Meteorological Society*, 2679–2690.
- Torrence, C., y Compo, G. P. (1998). A Practical Guide to Wavelet Analysis. *Bulletin of the American Meteorological Society*, 79, 61–78.
- Trauth, M. H. (2010). *Matlab Recipes for Earth Sciences*. Third Edition (p. 349). Springer.
- Trégourès, A., Beneito, A., Berne, P., Gonze, M. A., Sabroux, J. C., Savanne, D., Pokryszka, Z., Tauziède, C., Cellier, P., Laville, P., Milward, R., Arnaud, A., Levy, F. and Burkhalter, R. (1999). Comparison of seven methods for measuring methane flux at a municipal solid waste landfill site. *Waste Management and Research*, 17, 453–458. DOI: 10.1034/j.1399-3070.1999.00065.x
- Urbaser/Geytex S.L. (2013). Estudio con Tomografía Eléctrica Vertedero de R.S.U de Casares (Málaga). Informe Interno

Urbaser/Vorsevi (2010). Ensayos de Caracterización Geotécnica Materiales Recubrimiento Temporal para los Vertederos de Casares. Málaga. Informe Interno.

US EPA. (2005). Landfill Gas Emissions Model (LandGEM) Version 3.02 Users Guide.

Vadillo, I.; Carrasco, F.; Andreo, B.; García de Torres, A. y Bosch, C. (1998). Contaminación por lixiviados de vertederos de residuos sólidos urbanos en acuíferos carbonatados: Vertedero de La Mina (provincia de Málaga). In *Jornadas sobre la Contaminación de las Aguas Subterráneas: un problema pendiente, Valencia*, (pp. 313-319).

Vadillo, I.; Carrasco, F.; Andreo, B.; García de Torres, A. y Bosch, C. (1998a): Contaminación por lixiviados de vertederos de residuos sólidos urbanos en acuíferos carbonatados: Vertedero de La Mina (provincia de Málaga). En: J.Samper, A. Sahuquillo, J.E Capilla y J.J. Gómez (ed.), *Jornadas sobre la Contaminación de las Aguas Subterráneas: un problema pendiente, Proc. nat. symp., Valencia, 8-11 June 1998*. Madrid: IAH: 313-319.

Vadillo, I.; Andreo, B.; Carrasco, F.; García de Torres, A. y Bosch, C. (1998b): Density effect of landfill leachates in the vertical spreading of pollutants in carbonated aquifers: Landfill of Marbella (Andalusia, South Spain). XXVIII Congress of International Association of Hydrogeologists, Las Vegas (Nevada, USA). Abstract: 61-62.

Vadillo, I.; Carrasco, F.; Andreo, B.; García de Torres A. y Bosch, C. (1999a): Chemical composition of landfill leachate in a karst area with a Mediterranean climate (Marbella, southern Spain). *Environmental Geology*, 37 (4): 326-332.

Vadillo, I.; Carrasco, F.; Andreo, B.; García de Torres, A. y Bosch, C. (1999b): Variación en los parámetros del sistema calcocarbónico del agua subterránea por infiltración del lixiviado del vertedero de La Mina (Málaga). *Geogaceta*, 25: 199-201.

Vadillo, I., Carrasco F. y Andreo B. (1999c): Groundwater quality degradation by landfill leachates in a carbonate aquifer (La Mina landfill, Southern Spain). En: *Hydrogeology and Land Use Management, Proceedings of the XXIX Congress of International Association of Hydrogeologists, Bratislava*: 559-564.

Vadillo, I.; Carrasco, F.; Liñan, C. y Delgado, J. (2000): Changes in the calcocarbonic system of karst groundwaters by infiltration of leachates from a USWL (La Mina landfill, South of Spain): 285-286. En: Bjerg, P.L., Engesgaard, P. and Krom Th. D. (Ed.). *Groundwater 2000*, Balkema, Rotterdam.

Vadillo, I.; Andreo, B. y Carrasco, F. (2002a): Contamination of a karstic aquifer by leachates from a urban solid waste landfill. *Karst and Environment*: 85-90. (Carrasco, F., Durán, J. J. y Andreo, B., eds.).

Vadillo, I.; Andreo, B. y Carrasco, F. (2002b): Afección del vertedero de residuos sólidos urbanos de La Mina en el acuífero kárstico de Marbella (Málaga). *Geogaceta*, 31: 91-94.

Van Liew, M. W. et al. (2003). Hydrologic simulation on agricultural watersheds: Choosing between two models. *Trans ASAE*, 46, 1539-1551.

- Wangyao, K., Towprayoon, S., Yamada, M., y Endo, K. (2011). Methane Oxidation in Landfill Cover Soil: Case Study in Thailand, 6, 269–273.
- Webster, R., Oliver, M. A. (2007). *Geostatistics for Environmental Scientists*. (John Wiley and Sons, Ed.) (p. 332).
- Wiley, L.M.; Kharaka, Y.K.; Presser, T.S.; Rapp, J.B. y Barnes, I. (1975): Short chain aliphatic acid anions in oil fields waters and their contribution to the measured alkalinity. *Geochimica et Cosmochimica Acta*, 39: 1707-1711.
- Williams, P. T. (2005). *Waste Treatment and Disposal* (p. 380). John Wiley y Sons.
- Williams, J.R., Nicks, A.D. y Arnold, J. G. (1985). SWRRB, a simulator for water resources in rural basins. *Hydraulic Eng.*, 111(1), 970–986.
- Willmont, C. J. (1981). On the Validation of Models. *Physical Geographer*, 2, 184-194.
- Willmont, C.J, et al. (1985). Statistics for evaluation and comparison of models. *Journal of Geophysical Research*, 90, 8995-9005.
- Whelan, B.M, MCBratney, A.B y Misany, B. (2002). Vesper 1.5 – Spatial Prediction Software for Precision Agriculture. In *Precision Agriculture Proceedings 6th International Conference*.
- Yates, S. R., Warrick, A. W., Science, W., y Myers, D. E. (1986). Disjunctive Kriging. Overview of Estimation and Conditional Probability. *Water Resources Research*, 22(5), 615–621.
- Yates, S. R., Warrick, A. W., Science, W., y Myers, D. E. (1986). Disjunctive Kriging of this the probability of incorrectly selecting tile null KScrit the results of the KS test indicate. *Water Resources Research*, 22(5), 623–630.
- Yates, S.R, Warrick, A.W y Myers, D. (1986). Disyuntive Kriging Program for Two Dimensions. 9100FW4W EPA.
- Zamorano, M., Molero, E., Hurtado, A., Grindlay, A., y Ramos, A. (2008). Evaluation of a municipal landfill site in Southern Spain with GIS-aided methodology. *Journal of Hazardous Materials*, 160(2-3), 473–81. doi:10.1016/j.jhazmat.2008.03.023
- Zimmerman, D., Pavlik, C., Ruggles, A., y Armstrong, M. P. (1999). An Experimental Comparison of Ordinary and Universal Kriging and Inverse Distance Weighting 1. *Mathematical Geology*, 31(4), 375–390.

ANEXOS

ÍNDICE

Anexo I. Biogás o gas de vertedero. Nociones Básicas	I-1
1. Introducción	I-1
2. Composición del gas de vertedero.....	I-1
3. Características del gas de vertedero.....	I-3
4. Origen de los gases de Vertedero.....	I-6
5. Tasas de producción y emisión.....	I-11
6. Balance de Masas del Metano	I-14
6. 1. Modelos de producción.....	I-15
6. 2. Metano recuperado (aprovechado).....	I-23
6. 3. Metano emitido (Emisiones de metano).....	I-23
6. 4. Metano oxidado.....	I-25
6. 5. Migración de metano.....	I-26
6. 6. Variación en el Volumen de Almacenamiento.....	I-28
7. Técnicas de medición de gas generado y emisiones.....	I-30
7. 1. Técnicas de reconocimiento de emisiones.....	I-30
7. 2. Cámaras de Flujo.....	I-32
7. 3. Otros métodos.....	I-35
8. Comparación entre los diferentes métodos.....	I-38
9. Controles activos del gas de vertedero.....	I-40
10. Métodos pasivos de Control del Gas de Vertedero.....	I-46
Anexo II. Capítulo IV	II-1
Anexo III. Capítulo VI	III-1

ÍNDICE DE FIGURAS

Figura 1.1. Composición del gas de Vertedero. I Fase Aerobia, II- Fase de Hidrólisis y fermentación, III Acetogénesis, IV Metanogénesis y V Oxidación (Adaptado de Williams 2002, y Kjeldsen et al. 2002)	I-6
Figura 1.2. Composición de los lixiviados. I Fase Aerobia, II- Fase de Hidrólisis y fermentación, III Acetogénesis, IV metanogénesis y V Oxidación (Adaptado de Williams 2002, y Kjeldsen et al. 2002)	I-7
Figura 1.3. Representación gráfica de la producción de gas de vertedero durante 5 años para materia orgánica fácilmente degradable y de descomposición lenta en un vertedero. Modificado de Tchobanoglous, 2002.	I-12
Figura 1.4. Balance de Masas del metano. Modificado de Scheutz et al. (2009)	I-15
Figura 1.5. Modelo LandGem aplicado a un caso real, si se aplican los parámetros por defecto para la CAA (Clean Air Act, $k=0,05$, $L_0=170$) la cantidad de metano producida casi se duplica en la punta de producción y luego desciende de forma convergente hasta unirse con la curva construida aplicando los parámetros de la AP42 americana.	I-18
Figura 1.6. Pozos de extracción (primer término), chimeneas de desgasificación por venteo (abajo) y recrecimiento de chimeneas con el avance del vertedero activo actuando como pozos de venteo (arriba).	I-30
Figura 1.7. Cámara de flujo estática o pasiva (modificado de Environment Agency 2004d)	I-34
Figura 1.8. Esquema de una cámara de flujo dinámica. Modificada de Shango Eun (2000).	I-35
Figura 1.9. Esquema del Método del Balance de Masas (modificado de Scharff et al., 2005)	I-36
Figura: 1.10. Red de captación de biogás y radio de influencia del sondeo. Modificado de Martín González (1997)	I-41
Figura 1.11. a- Pozo en venteo, b- extracción forzada, c-Red de captación de biogás y zona de influencia. Modificado de Martín González (1997)	I-42
Figura 1.12. Sondeo de captación de Biogás (sin escala), tubo perforado con redondos y aspecto exterior.	I-43
Figura 1.13. Conducciones elevadas sobre el terreno (HDPE) y purgas en cada comba de las tuberías, (detalle en esquina superior derecha), a fondo Estación de regulación.	I-45
Figura 1.14. Antorcha y trampa para condensados previa a la conexión con grupo generados de energía.	I-45
Figura 1.15. Chimeneas de desgasificación (pozos de venteo) en vertedero sellado.	I-46
Figura 1.16. Diferentes tipos de pozos/chimeneas de venteo	I-46
Figura 1.17. Grupo Generador de energía (combustión interna) de 1.4 MW y varios modelos de antorchas.	I-47
Figura 2.1. Estadísticos elementales (diagramas de caja e histogramas) para las variables contenido en metano y dióxido de carbono medidos en sondeos para las tres fechas de muestreo y para el valor promedio.	II-3
Figura 2.2. Estadísticos elementales (diagramas de caja e histogramas) para las variables temperatura y relación CH_4/CO_2 medidos en sondeos para las tres fechas de muestreo y para el valor promedio.	II-3
Figura 2.3. Estadísticos elementales (diagramas de caja e histogramas) para las variables contenido en nivel del lixiviado, espesor no saturado, monóxido de carbono, H_2S y pH medidos en sondeos para las tres fechas de muestreo y para el valor promedio.	II-4
Figura 2.4. Variogramas experimentales y modelos ajustados para las variables pH (a), H_2S (b) y CO (c) (valores promedio). La línea continua gris representa la varianza, la roja el modelo escogido.	II-5
Figura 2.5. Variogramas experimentales y modelos ajustados para las variables temperatura, nivel de lixiviado y espesor seco (valores promedio). La línea continua gris representa la varianza, la roja el modelo escogido.	II-5
Figura 2.6. Estadísticos elementales (diagramas de caja e histogramas) para los valores estimados mediante diferentes técnicas (KO- krigeage ordinario, KI-krigeage de indicatrices, FAIK- funciones aleatorias de orden k) para las variables H_2S y CO y pH. Valores promedio.	II-7
Figura 2.7. Estadísticos elementales (diagramas de caja e histogramas) para los valores estimadas de CH_4 , CO_2 y CH_4/CO_2 para las tres fechas de muestreo.	II-10
Figura 2.8. Estadísticos elementales (diagramas de caja e histogramas) para los valores estimadas de ens - espesor zona no saturada, (m), nl - nivel lixiviado y t -temperatura ($^{\circ}$) para las tres fechas de muestreo	II-11

- Figura 2.9. Estadísticos elementales (diagramas de caja e histogramas) para los flujos medidos directamente en sondeos para las tres fechas de muestreo y para el valor promedio (a – metano, b –dióxido y c – biogás). II-13
- Figura 2.10. Estadísticos elementales (diagramas de caja e histogramas) para las emisiones estimadas a partir de los flujos medidos directamente en sondeos para las tres fechas de muestreo y para el valor promedio (estimación mediante krigeage ordinario, usado como referencia, a – metano, b –dióxido y c –biogás). II-14
- Figura 2.11. Cartografía de valores estimados mediante Funciones Aleatorias de Orden K y Krigeage Ordinario para la variable metano para las tres campañas. Los mapas inferiores muestran la incertidumbre de las estimaciones (mapas de desviación estándar), (valores en $\text{mgr m}^2 \text{s}^{-1}$). Ambas técnicas de estimación parecen proporcionar valores muy similares para el muestreo de 23.03.2010 apreciándose más diferencias entre los resultados obtenidos para las otras fechas de muestreo. II-15
- Figura 2.12. a- Análisis de puntos más cercanos (Nearest Neighbour analysis), se obtuvo $r= 1,08$, correspondiente a una distribución de Poisson. b- Histograma de la distancia entre puntos, se aprecia claramente la forme de “campana de Gauss”. II-16
- Figura 2.13. Estimación de densidades (método de Kernel) y de alineamiento de puntos (método del sector continuo de Hammer) para las ubicaciones de las cámaras de flujo (muestreo de 17.01.12) $r= 40$ y 20 m. Puntos rodeados de circulo: “Puntos calientes” II-17
- Figura 2.14. Estadísticos representativos de los tres muestreos llevados a cabo con (C) y sin (S) valores extremos, así como de los resultados de las estimaciones realizadas mediante krigeage ordinario (tomado como referencia) II-19
- Figura 2.16. Cartografías de la variable CH_4 obtenidas mediante el método la de inversa de la distancia al cuadrado, lógicamente no se conoce la incertidumbre por lo que no se acompañan mapas de desviación estándar. A la derecha el mismo muestreo tratado mediante krigeage ordinario. II-22
- Figura 2.17. Depresión aplicada al conjunto de las cuatro estaciones (mbar) y datos de Precipitación y temperatura registrados en el campo de gas (datos agrupados semanalmente). II-23
- Figura 3.1. Frecuencias relativas mensuales para los años 2010 y 2011 de vientos procedentes del norte y velocidad de los mismos (m/s) y carta de viento (dirección y velocidad en grados y m/s) para cada año. Estación de Estepona III-1
- Figura 3.2. Espectro simple de las direcciones de viento (Estación de Estepona) para los años 2010 y 2011 (ventana de 110 días y paso de 1 día). Las flechas indican las periodicidades comentadas en el texto (2,3 y 6 semanas). III-2
- Figura 3.3. Función de fase para los tres vertederos del Complejo Ambiental de la Costa del Sol (año 2009 a 2010 y trienio). III-3
- Figura 3.4. Función coherencia para los tres vertederos del Complejo Ambiental de la Costa del Sol. III-4
- Figura 3.5. Función ganancia para los tres vertederos del Complejo Ambiental de la Costa del Sol. III-5

ÍNDICE DE TABLAS

Tabla 1.1. Composición media del gas de vertedero. Fuente: 1 y 6 Environment Agency, 2004, 2 Tchobanoglous, 2002, 3 Martín González, 1997, 4 Cheremisinoff, 2003 y 5 medición propia, 5bis rango (máximo/mínimo) (+ ppm). VMO- Valor máximo observado.	I-1
Tabla 1.2. Criterios de referencia para la utilización del gas de vertedero. (Environment Agency, 2004).	I-12
Tabla 1.3. Clasificación de los residuos y contenido en c orgánico. Modelo TNO	I-17
Tabla 1.4. Síntesis de las características de los principales modelos disponibles.	I-22
Tabla 1.5. Modelo IPCC de generación de metano en vertedero	I-23
Tabla 1.6. Incertidumbres factores adoptados por defecto Método IPCC	I-23
Tabla 1.7. Comparativa Métodos de medida de emisiones y técnicas de reconocimiento (modificado de Scharff et al., 2005)	I-39
Tabla 1.8. Medidas de emisiones (modificado de Scheutz et al., 2009). CFE Cámara de flujo estática, TF Túnel de flujo, TE Tasa de emisión	I-39
Tabla 2.1. Estadísticos elementales para las variables contenido en metano, dióxido de carbono, temperatura y relación CH ₄ /CO ₂ medidos en sondeos para las tres fechas de muestreo y para el valor promedio (t-temperatura, r - CH ₄ / CO ₂ , CH ₄ - CH ₄ (v/v), CO ₂ - CO ₂ (v/v), ens - espesor zona no saturada (m), nl - nivel lixiviado (m), 22-22.10.2009, 23 -23.03.2010, 27- 27.04.2010, 17-17.05.2010, m -promedio).	II-1
Tabla 2.2. Estadísticos elementales para las variables contenido en nivel del lixiviado, espesor no saturado, monóxido de carbono, H ₂ S y pH medidos en sondeos para las tres fechas de muestreo y para el valor promedio (ens - espesor zona no saturada, (m), nl - nivel lixiviado, (m), CO- Monóxido de Carbono (ppm), H ₂ S - A. Sulfhídrico, 22-22.10.2009, 23 -23.03.2010, 27- 27.04.2010, 17-17.05.2010, m - promedio).	II-2
Tabla 2.3. Variogramas ajustados automáticamente para la aplicación de krigeage de indicatrices a la variable contenido en metano. Co-Efecto pepita, C-Meseta, A-Alcance (Goovaerts, 2009, Pardo-Iguzquiza y Dowd, 2005).	II-5
Tabla 2.4. Estadísticos representativos del proceso de validación cruzada para las diferentes metodologías (KO - krigeage ordinario, FAIK - Funciones Aleatorias Intrínsecas de Orden K) empleadas y para las tres fechas de muestreo más el promedio de estas.	II-6
Tabla 2.5. Estadísticos representativos de los resultados de las estimaciones realizadas para los tres muestreos llevados a cabo, incluyendo el promedio de los tres para las variables CH ₄ , CO ₂ y CH ₄ /CO ₂ mediante krigeage ordinario (tomado como referencia), (t-temperatura, r - CH ₄ /CO ₂ , CH ₄ - CH ₄ (v/v), CO ₂ - CO ₂ (v/v), ens - espesor zona no saturada (m), nl - nivel lixiviado (m), 22-22.10.2009, 23 -23.03.2010, 27-27.04.2010, 17-17.05.2010, m -promedio).	II-8
Tabla 2.6. Estadísticos representativos de los resultados de las estimaciones realizadas para los tres muestreos llevados a cabo, incluyendo el promedio de los tres para las variables nivel de lixiviado, espesor seco H ₂ S y CO mediante krigeage ordinario (tomado como referencia), (ens - espesor zona no saturada, (m), nl - nivel lixiviado, (m), CO- Monóxido de Carbono (ppm), H ₂ S - A. Sulfhídrico, 22-22.10.2009, 23 -23.03.2010, 27- 27.04.2010, 17-17.05.2010, m - promedio).	II-9
Tabla 2.7. Estadísticos representativos de los tres muestreos llevados a cabo incluyendo el promedio de los tres, así como de los resultados de las estimaciones realizadas mediante krigeage ordinario (tomado como referencia), (FM- Promedio de flujo de las tres fechas (mgr/m ² /s), FXX- flujo medido en cada fecha 23.03.2010, 27.04.2010 y 17.05.2010).	II-12
Tabla 2.10. Estadísticos representativos (ME, error medio, MSSE, error cuadrático medio estandarizado, MSE error cuadrático medio) del proceso de validación cruzada para las diferentes metodologías (KO - krigeage ordinario, FAIK - Funciones Aleatorias Intrínsecas de Orden K) empleadas y para las tres fechas de muestreo más el promedio de estas.	II-13
Tabla 2.11. Estadísticos representativos de los tres muestreos llevados a cabo con y sin valores extremos, así como de los resultados de las estimaciones realizadas mediante krigeage ordinario (tomado como referencia).	II-18
Tabla 2.12. Estadísticos representativos (ME, error medio, MSSE, error cuadrático medio estandarizado, MSE error cuadrático medio, RSS, suma de errores medios cuadráticos, MAE, error absoluto medio) del proceso de validación cruzada para las estimaciones mediante krigeage ordinario (KO) y krigeage Lognormal (KLO) y para las tres fechas de muestreo.	II-21

Tabla 2.13. Estadísticos representativos (ME, error medio, MSSE, error cuadrático medio estandarizado, MSE error cuadrático medio, MAE, error absoluto medio) del proceso de validación cruzada para las estimaciones mediante Funciones Aleatorias Intrínsecas de Orden K (FAIK) y krigeage de Indicatrices (KI) empleadas y para las tres fechas de muestreo.

II-21

Anexo I. Biogás o gas de vertedero. Nociones Básicas

1. Introducción

Podría considerarse que el vertedero constituye un birreactor operando en condiciones anaerobias con dos elementos fundamentales de entrada, agua y residuos, y dos de salida, gases y lixiviados. (Tchobanoglous, 2002). En lo que se refiere a los gases de vertedero, mayoritariamente se produce metano y dióxido de carbono como consecuencia de la descomposición de la materia orgánica a partir de la actividad de diversos microorganismos y de varios procesos fisicoquímicos en las citadas condiciones de ausencia de oxígeno.

2. Composición del gas de vertedero

El gas de vertedero se compone predominantemente de metano y dióxido de carbono (junto con pequeñas cantidades de hidrógeno y vapor de agua, y cantidades variables de oxígeno y nitrógeno procedentes del aire introducido en el vertedero). Suele medirse el monóxido de carbono, además de los señalados, porque advierte de la existencia de combustiones incompletas en el seno del vertedero puesto que su concentración en el gas suele ser muy baja. La tabla 6.1 muestra la composición media del gas de vertedero.

Componente	Valor típico (%vol.)						VMO(% vol)
	1	2	3	4	5	5bis	
CH ₄	63,8	40-60	45-60	35-60	60,0	82,5-35,1	88
CO ₂	33,6	40-60	40-60	35-45	39,62	48,7-30,4	89,3
O ₂	0,16			0-2,5	0,55	5,75-0	20,9
N ₂	2,4	5	2-5	0-20			87
H	0,05		0-0,2				21,1
H ₂ O	1,8			1-10			4
CO		0,001	0-0,2		49,52 +	282,5-0	
NH ₃		30	0-0,2				
H ₂ S		0,015	0-1,0	0,0001-0,1	34,21 +	332,5-0	
Tª					51,16	70,12-30,6	

Tabla 1.1. Composición media del gas de vertedero. Fuente: 1 y 6 Environment Agency, 2004, 2 Tchobanoglous, 2002, 3 Martín González, 1997, 4 Cheremisinoff, 2003 y 5 medición propia, 5bis rango (máximo/mínimo) (+ ppm). VMO- Valor máximo observado.

El componente más importante del gas de vertedero es el metano del que depende el poder calorífico del biogás (poder calorífico inferior de 35.880 kJ/m³N, Christensen et al., 1996, Martín González, 1997), un m³ de biogás al 50% de metano equivale a 0,5 l de gasolina). Se trata de un gas inodoro e incoloro más ligero que el aire (densidad relativa

0,56). No es tóxico pero puede desplazar al oxígeno en lugares cerrados pudiendo provocar asfixia si el nivel de oxígeno baja del 21-18% v/v.

El metano es inflamable, sus límites (inferior y superior) de explosividad se corresponden con las concentraciones de 4,4 y 16,5 % v/v a 20 ° C y 1 atmósfera de presión. La dilución del mismo en aire puede dar lugar a mezclas explosivas (el mínimo de O₂ es 14% v/v aunque suele aceptarse que es explosivo en dichas concentraciones simplemente en presencia de aire, Cheremisinoff, 2003).).Otros gases inflamables presentes en el gas de vertedero son el hidrógeno (límites 4- 75%) y el sulfuro de hidrógeno (límites 4-44%). El metano es poco soluble en agua (35 ml/ litro de agua a 17° C), el CO₂ es más soluble (forma iones bicarbonato y carbonato) lo que explica la disparidad de concentraciones observada en el gas.

El oxígeno presente en el biogás procede del aire atmosférico que penetra en el sistema de aspiración y no de los residuos que ya consumieron este componente durante la etapa de fermentación aeróbica. Puede penetrar en las capas más superficiales del vertedero por difusión pero raramente alcanzará concentraciones que superen el 1% v/v (UK Department of the Environment 1994, citado en Martín González, 1997), en caso contrario procederá del aire exterior penetrando por la convección producida por los sistemas de extracción, lo que a su vez inhibirá la acción de las bacterias metanogénicas.

El CO₂ también es inodoro e incoloro y desplaza al O₂ por lo que puede provocar accidentes, su eliminación aumenta el poder calorífico del biogás. Puede ser corrosivo en presencia de agua a altas presiones al formar ácido carbónico. Suele presentarse en concentraciones suficientes para resultar tóxico, a partir de 0,5 % comienzan a manifestarse efectos fisiológicos. Son conocidos los efectos corrosivos del CO₂ cuando se solubiliza y forma iones carbonato/bicarbonato en medio acuoso (normalmente en los condensados). El CO también suele presentar concentraciones muy bajas, es muy tóxico, inflamable e inodoro e inodoro. Suele utilizarse para detectar combustiones incompletas en el seno del vertedero, como ya se señaló. El biogás suele estar completamente saturado de vapor de agua que condensa por diferencia de temperaturas principalmente en las tuberías de distribución, lo que hace necesaria la instalación de sistemas que permitan la purga del condensado.

Como ya se ha comentado, la presencia de oxígeno en el gas de vertedero se debe a la entrada del aire desde la superficie como consecuencia de fallos en el sistema de impermeabilización del mismo. La necesaria depresión creada en el sistema de desgasificación para dirigir el gas hacia los elementos colectores (sondeos/chimeneas de desgasificación/pozos de extracción) puede dirigir, y con frecuencia, arrastra aire hacia el interior del vertedero a través de fallos en la capa de impermeabilización en las

inmediaciones del pozo (el sellado no suele estar exento de zonas más vulnerables, frecuentemente en la zona de solape entre el sellado y el sondeo de extracción). De ahí que Martín González, 1997, proponga el término Gas de vertedero para el gas generado sin mezcla de aire y Biogás para el gas extraído con presencia de oxígeno. La riqueza en metano será siempre mayor en el Gas de Vertedero que en el Biogás, sólo se igualara si no se incorporase aire al gas extraído, de forma que para calcular el contenido real en metano del gas de vertedero este autor propone la fórmula:

$$\% \text{CH}_4 \text{ Vertedero} = 100\% \text{CH}_4 / (100 - (100/21) \% \text{O}_2)$$

Válida siempre y cuando las cantidades de aire que penetran sean bajas y no lo hagan en profundidad (Martín, Santiago et al., 1997) puesto que podrían inhibir la acción de las bacterias metanogénicas y oxidar el metano a dióxido de carbono.

Aproximadamente un 1 % del gas de vertedero se compone de compuestos traza que abarcan hasta 550 componentes. Estos proceden de la volatilización de compuestos químicos presentes en los residuos o se producen debido a interacciones químicas o bioquímicas producidas en el seno del vertedero. De estos los compuestos que revisten mayor interés a efectos prácticos, son aquellos que causan problemas de corrosión, esto es los compuestos orgánicos halogenados, sulfuro de hidrógeno y compuestos organosulfurados (Martín González, 1997).

3. Características del gas de vertedero

La densidad del gas de vertedero depende de su composición, en las primeras etapas de degradación de la materia orgánica suele ser más pesado que el aire (1,29 kg/m³), mientras que durante la fase metanogénica y suponiendo una composición de 60:40, CH₄:CO₂ la densidad es más ligera que la del aire (0,72 kg/m³). En condiciones normales, los diferentes componentes del gas de vertedero no se estratifican.

La acumulación de gas de vertedero en locales cerrados puede ser peligrosa al causar asfixia si la concentración en O₂ se reduce al 10% en volumen (a partir del 18% comienzan a manifestarse signos fisiológicos de asfixia). En cualquier caso, si consideramos la capacidad de migración del gas de vertedero, y la capacidad de acumulación del CO₂ en zonas cerradas o topográficamente deprimidas deben de extremarse las precauciones en dichas zonas. El lixiviado y los condensados de vapor de agua actúan como vías secundarias de escape del metano, hecho este que debe de tenerse en cuenta en instalaciones que incluyan espacios cerrados).

Algunos de los constituyentes del gas pueden ser tóxicos si alcanzan determinadas concentraciones, entre ellos se encuentran algunos componentes traza. No suelen presentarse en concentración suficiente para resultar tóxicos pero se recomienda el estudio de cada caso concreto para prevenir situaciones poco frecuentes. El sulfuro de hidrógeno resulta tóxico a muy bajas concentraciones (la exposición máxima recomendada es de 8 horas para concentraciones de 10 ppm, y de 10 minutos para 15 ppm). La combustión de algunos elementos traza puede dar lugar a compuestos sulfurados o halogenados fuertemente ácidos que pueden generar corrosión de la maquinaria. Suele recomendarse el tratamiento previo a la combustión de los gases de vertedero para evitar tales problemas.

En lo que se refiere al olor, los compuestos más significativos causantes de olor presentes en el gas de vertedero son el sulfuro de hidrógeno, algunos compuestos organosulfurados, ácidos carboxílicos, aldehídos y disulfuro de carbono (Environment Agency, 2004). Se trata de un efecto que causa molestias a nivel local y que suele constituirse en una inagotable fuente de quejas y reclamaciones de difícil solución. Esta suele pasar por la dilución de los gases en una proporción de varias partes por millón, situación está que sólo es posible en determinadas condiciones meteorológicas de presencia de viento.

El fenómeno de la migración del gas de vertedero puede tener otras consecuencias una de las más conocidas es la asfixia radicular en las plantas por desplazamiento del oxígeno del suelo, además puede producirse clorosis o efectos fitotóxicos en la vegetación. La combustión del gas puede generar compuestos dañinos para la vegetación del entorno (sulfuros, óxidos de nitrógeno, fluoruro de hidrógeno...), todo lo cual puede paliarse/anularse mediante el diseño y puesta en práctica de un eficiente sistema de captación del gas y los correspondientes mecanismos de control.

Efecto Invernadero

Tanto el metano como el dióxido de carbono como una serie de compuestos halocarbonados presentes en el gas de vertedero son gases causantes del efecto invernadero, es decir, absorben la radiación infrarroja de la superficie de la tierra en lugar de que esta se pierda en el espacio. El proceso genera calor que es re-irradiado hacia la superficie de la tierra. El metano es el segundo gas de efecto invernadero en orden de importancia tras el dióxido de carbono.

El metano es un potente gas de efecto invernadero, unas 21 veces más dañino – es 21 veces más eficaz atrapando calor en la atmósfera- que el CO₂, aunque su ciclo de vida en la atmósfera se reduce a 12 años frente a los 100 del dióxido. Su procedencia no sólo incluye

vertederos, también es generado en actividades agrícolas, industria petrolífera, tratamientos de lodos de depuradora... etc. (USEPA (2006)).

El aprovechamiento de la energía contenida en el gas de los vertederos genera importantes beneficios, tanto ambientales como económicos, basta pensar en la reducción de emisiones de gases que provocan o incrementan el llamado efecto invernadero, disminuyen el uso de fuentes de energía no renovables como el carbón o el gas natural, mejoran la calidad del aire a nivel local, resultan económicamente provechosos en comparación con las fuentes tradicionales más caras y generan empleo y beneficios económicos (EPA, LFG Energy Project Development Handbook, 2010).

Los registros históricos basados en el análisis de burbujas de aire atrapadas en glaciares indican que el metano es mucho más abundante en la atmósfera ahora que en cualquier momento anterior durante los pasados 400.000 años (National Reserch Council 2001, USEPA, 2006). Desde 1750, la concentración media de metano en la atmósfera se ha incrementado un 150 por ciento, aunque su ritmo de crecimiento ha ido ralentizándose durante las últimas décadas estando actualmente en estado estacionario (Dlugokencky et al., 2003) (IPCC, 2007). Una vez emitido, desaparece de la atmósfera mediante varios procesos de entre los cuales la oxidación atmosférica está considerado como el más eficiente al afectar al 90 % del metano removido, la oxidación en el suelo a causa de bacterias, muy importante en el caso de los vertederos, sólo contribuye en un 7 % (IPCC 2001).

Los vertederos son la segunda fuente de metano en USA, generando el 23 % de las emisiones en 2007 (EPA, 2010) Las emisiones estimadas para el año 2007 fueron de 6329 Gg (US EPA, 2009). Es importante señalar que estas cantidades se basan en estimaciones estadísticas y no en datos de campo o de mediciones en instalaciones (Scheutz et al., 2009). En Europa, los vertederos constituyen la segunda fuente de metano (22%) de origen no natural con una emisión estimada para el 2012 de 3664 Gg (EEA, 2012).

En cuanto a los halocarbonados, el gas de vertedero puede contener CFC's (Clorofluorocarbonos) y otras sustancias como los HCFC's (hidroclorofluorocarburos) que degradan la capa de ozono y por tanto contribuyen al calentamiento global. La combustión del gas de vertedero produce emisiones de óxido nitroso con un potencial para el calentamiento global 310 veces superior al del dióxido de carbono. La reacción entre la luz solar y el dióxido de nitrógeno o algunos hidrocarburos puede causar la llamada niebla fotoquímica con nocivos efectos sobre la salud de los seres vivos.

4. Origen de los gases de Vertedero

A grandes rasgos, la materia orgánica podría agruparse en tres grandes grupos, proteínas (en esencia cadenas de aminoácidos), carbohidratos (el componente mayoritario que incluye celulosas, azúcares y almidones) y lípidos o grasas. Se suelen diferenciar cinco fases en el proceso de descomposición de la materia orgánica (Kjeldsen et al. 2002) aunque existen múltiples estudios al respecto (Farquhar y Rovers, 1973; Christensen y Kjeldsen, 1989; Barlaz y Ham, 1993; Pohland et al., 1985...), los resultados no suelen ser extrapolables al tratarse con frecuencia de experimentos realizados en lisímetros en condiciones de laboratorio, o en celdas de vertederos construidas a escala, a pesar de ello no suele aportarse suficiente información relativa al punto de partida de los experimentos, esto es, composición inicial de los residuos, características del vertido y condiciones climáticas que se simulan.

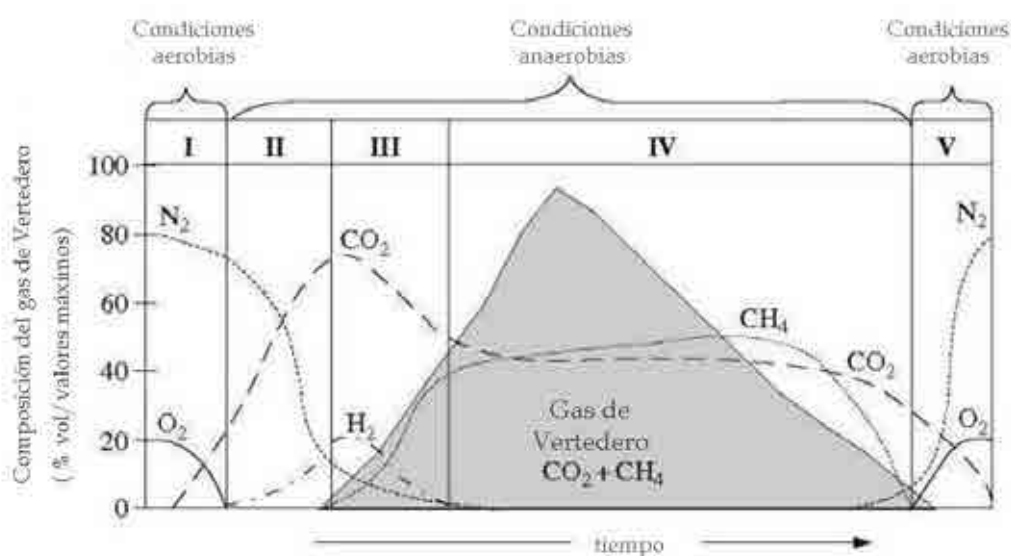


Figura 1.1. Composición del gas de Vertedero. I Fase Aerobia, II- Fase de Hidrólisis y fermentación, III Acetogénesis, IV Metanogénesis y V Oxidación (Adaptado de Williams 2002, y Kjeldsen et al. 2002)

Durante la primera fase, aerobia o de predominio de la hidrólisis, el oxígeno contenido en los residuos es consumido dando como resultado de la descomposición de la materia orgánica, dióxido de carbono, agua y calor (ver figuras 1.1 y 1.2). Los microorganismos tienen su origen en la capa de recubrimiento diario y/o en el lixiviado recirculado. La concentración en oxígeno y nitrógeno va disminuyendo de tal manera que su presencia en el gas recuperado indica fallos en el sistema de aprovechamiento (grietas en las chimeneas o exceso de depresión...). Suele durar días o semanas en función de la disponibilidad de oxígeno, que a su vez dependerá del grado de compactación y de la

frecuencia, características y espesor de la cobertura. El dióxido de carbono disuelto en agua confiere un neto carácter ácido al lixiviado resultante. El calor generado en la reacción exotérmica puede superar los 70 °C, dependiendo de la disponibilidad de O₂.

La segunda fase, en la que predomina de nuevo la hidrólisis y la fermentación, se desarrolla ya en condiciones anaerobias al haberse consumido el O₂ en la fase anterior. Durante esta fase proliferan las bacterias facultativas anaerobias que hidrolizan los carbohidratos, proteínas y grasas generando azúcares que a su vez se descompondrán en ácidos orgánicos, amoníaco, dióxido de carbono e hidrógeno. El lixiviado derivado de estas condiciones contendrá una alta concentración en nitrógeno amoniacal y un elevado pH. Las temperaturas bajarán hasta los 30-50°C y el gas de vertedero estará compuesto mayoritariamente por CO₂ y H₂ (Williams, 2002 y Waste Management Paper, 1986).

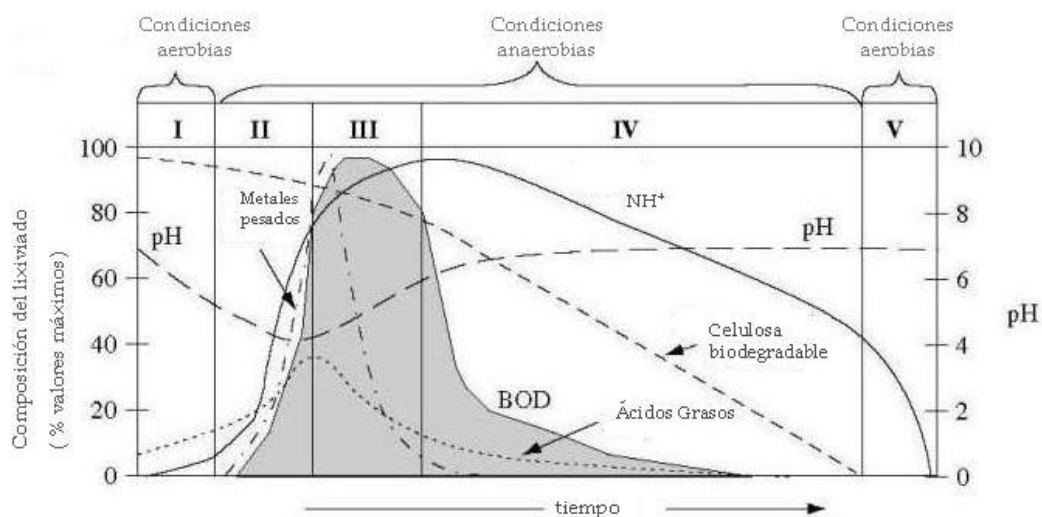


Figura 1.2. Composición de los lixiviados. I Fase Aerobia, II- Fase de Hidrólisis y fermentación, III Acetogénesis, IV metanogénesis y V Oxidación (Adaptado de Williams 2002, y Kjeldsen et al. 2002)

La tercera fase es la de acetogénesis o fase ácida, los ácidos orgánicos se transforman en ácido acético y derivados por la acción de bacterias como *Clostridium*, CO₂ y H₂ que son a su vez consumidos por otros microorganismos para convertir los carbohidratos en ácido acético. A medida que desciende la concentración en H₂ y CO₂ se inicia la metanogénesis propiamente dicha que genera metano y dióxido de carbono a partir de los ácidos orgánicos y de sus derivados. Las condiciones netamente ácidas incrementan la movilidad de los iones metálicos aumentando así su concentración en el lixiviado (que incrementa su concentración en iones Cl⁻, SO₄²⁻ y NH₄⁺) que formarán compuestos que de nuevo incrementan la solubilidad de los iones metálicos. Las concentraciones en NH₄⁺ se sitúan

entre 500-1000 mg/l y la DBO₅ puede superar los 10.000 mg/l. También se genera sulfuros metálicos a partir de la acción de microorganismos sulfato-reductores. Puede durar años y el gas formado se compone mayoritariamente de H₂ y CO₂ y en cantidades menores de metano.

La fase de metanogénesis constituye la cuarta del proceso y en ella se produce la mayor parte del metano (el gas resultante suele tener una composición de 55-60% de CH₄ y 40-45 % de CO₂). Suele mantenerse durante años (se trata de reacciones relativamente lentas que se inician entre medio año y varios años desde el depósito del residuo). La concentración en H⁺ decae durante esta fase situando el pH entre 7 - 8 y el rango de temperatura se amplía desde los 30º C hasta los 65º C, rango de actuación de las bacteria mesófilas (30-35º C) y termófilas (45-65º C). Las bacterias metanogénicas suelen dividirse en dos grupos, las hidrogenofílicas (generan metano a partir de H₂ y CO₂) y las acetofílicas (obtienen metano y CO₂ a partir del ácido acético considerándose esta como la reacción que más metano produce). Durante esta fase las bacterias sulfato-reductoras pueden actuar de forma inversa a las anteriores, oxidando carbono orgánico a CO₂, por lo que una actividad alta de estas redundará en menos materia orgánica disponible para la generación de metano (Martín González, 1997). La producción de metano se mantiene durante años (15 a 30 años) decayendo lentamente y pudiendo llegar (en concentraciones muy bajas) a los 100 años.

La fase quinta es la de maduración, ya en condiciones aerobias los nuevos microorganismos convertirán el metano residual en CO₂ y agua. Prácticamente toda la materia orgánica disponible se ha convertido en metano, dióxido de carbono y agua.

Resulta evidente que, en un mismo vertedero e incluso en una misma zona de explotación estas fases pueden estar superponiéndose de forma continua al depositarse residuos de diferentes edades cuyos lixiviados percolan hacia capas más antiguas.

Algunos autores consideran variantes de lo anterior, así Kjeldsen et al. (2002), sugieren 5 fases parecidas a lo ya expuesto y tres fases más correspondientes a la etapa a largo plazo (geológico). Para estos autores las reacciones en vertederos se conocen para un plazo de tiempo de cómo máximo al correspondiente a los 30 años de control y vigilancia que marcan las normativas europeas y americana, por encima de esta cifra, que alcanza hasta la cuarta fase de metanogénesis descrita, la evolución del vertedero es puramente especulativa al no conocerse caso alguno en la realidad. Tras esta cuarta etapa, la producción de metano decrece progresivamente hasta llegar a la etapa de maduración o etapa de oxidación en la terminología de estos autores, seguida de la llamada etapa de intrusión de aire. En esta quinta etapa denominada de oxidación metánica pueden darse dos situaciones en función de que exista sistema de extracción del gas o no. En caso de que si

exista la sobrepresión causada por el bombeo en las etapas en las que el metano decrece provocará la entrada de aire en el vertedero, si no existe un sistema activo de extracción, el gas de vertedero será emitido permanentemente y el aire exterior sólo penetrará como consecuencia de cambios barométricos de presión y sólo en la parte superior del vertedero. Si sólo existe un sistema de sellado efectivo y un sistema de ventilación pasiva, el aire penetrará de forma local, si la cubierta final es más permeable el oxígeno sólo entrará en vertedero cuando las presiones barométricas sean elevadas o bien provocada por el mecanismo de difusión diferencial provocando la oxidación del metano que todavía genere el vertedero. Esta oxidación tiene lugar en la capa de cobertera (suelo para sellado/revegetación) y en las inmediaciones del sistema de venteo.

A medida que la producción de metano decae, el aire entrará en el vertedero a través de la cubierta llegando un momento en que todo el metano se haya oxidado (la concentración de metano será tendente a cero y la de dióxido de carbono se incrementará como producto de la citada oxidación, la de nitrógeno aumentará debido a la entrada de aire y la de oxígeno será difícilmente detectable debido a su rápido consumo).

En la fase sexta (fase de predominio del dióxido de carbono) la producción de metano será insignificante y la entrada de oxígeno será consumida en el proceso de oxidación del metano residual, de la materia orgánica y de la especie inorgánicas reducidas como sulfuros, nitratos y aquellas que contenga hierro. Se producirán oxidaciones adicionales de ligninas y celulosas más fácilmente degradables en condiciones aerobias, y el gas estará formado por oxígeno, nitrógeno y dióxido de carbono principalmente (con lo que el pH descenderá).

Un aspecto a tener en cuenta es el de los olores, en condiciones anaerobias, las sales de sulfuros solubles pueden reducirse generando sulfuro de hidrogeno y otros compuestos fuertemente olorosos. El azufre proviene fundamentalmente de residuos industriales o de RCD's, frecuentemente de yesos y escayolas, de ahí la decisión de la Comisión Europea de 19 de diciembre de 2002 de excluir los residuos ricos en yeso de las celdas que acojan residuos biodegradables.

Frecuentemente se producen variaciones en la composición del gas de vertedero, tanto temporales como espaciales, puede ocurrir que dos zonas de una misma celda de explotación muestren variaciones significativas en la composición del gas generado dependiendo de las diferencias en la composición de los residuos, o en las características hidráulicas del sitio concreto (mayor o menor compactación, cobertura...) o de otros factores.

En cuanto a los factores que controlan la producción de gas, los más significativos serán la densidad y edad de los residuos, su grado de humedad y la distribución de esta en el vertedero, la disponibilidad de nutrientes para los procesos de degradación y el pH y la temperatura del medio, y la presencia o ausencia de agentes inhibidores o tóxicos.

La composición de los residuos depositados afectará tanto la tasa de generación de gas como a su composición. En España la proporción de materia degradable se sitúa en el 60 % aproximadamente siendo la reducción de esta cantidad uno de los objetivos de la Directiva 1999/99 relativa al vertido de residuos. La fracción biodegradable de residuos que puede generar gas se compone principalmente de celulosa y hemicelulosa, aunque no toda la celulosa es degradable, de hecho se estima que sólo entre un 25-30 % en peso seco de los residuos de procedencia municipal puede degradarse y generar gas (Environment Agency, 2004).

En lo que se refiere a la densidad de los residuos, esta depende del tipo de residuos, tamaño de partícula y grado de compactación. Teóricamente altas densidades de los residuos debieran dar mayores volúmenes de gas pero debe de tenerse en cuenta que estas mismas densidades inhiben o dificultan el movimiento de los nutrientes. El contenido en agua es uno de los factores más significativos para la producción de gas, normalmente mediante una relación directa, siempre y cuando el contenido en humedad no llegue a la saturación, lo que redundaría perjudicialmente en dicha producción aumentando enormemente la de lixiviados (y la cantidad de residuo soluble disuelto). La práctica de la recirculación de lixiviados contribuye a la redistribución de la humedad en el vertedero. En este sentido la Environment Agency británica estima que un contenido de un 40-80 % de humedad es necesario para una óptima producción de gas. Resulta muy revelador la experiencia divulgada por este organismo en la que se comparan dos celdas experimentales, con y sin recirculación de lixiviados obteniendo una producción de gas que se duplica en el primer caso (Environment Agency, 2004). La cantidad de gas generado depende directamente del tipo de residuos y de su contenido en carbono degradable, aunque la tasa de descomposición depende de las características específicas del sitio.

Otro parámetro a tener en cuenta es el llamado tiempo de retención de gases (similar al tiempo de retención hidráulica para el lixiviado, definido por Knox 1990, en Environment Agency 2004) con órdenes de magnitud de 2-4 semanas para tasas de generación de gas del orden de 5-10 m³/T/año y densidades del orden de 1 m³/T, lo que pone de relieve que los cambios en el estado del vertedero se reflejan rápidamente en las características del gas, mientras que esos mismos cambios tardan décadas en dejar su huella en las características del lixiviado.

El establecimiento de condiciones de pH bajo puede inhibir el proceso de metanogénesis que a su vez favorecerá la disolución de iones metálicos, los cuales a su vez crearán condiciones todavía más desfavorables para la generación de metano (Environment Agency, 2004).

La temperatura también influye en el proceso. En vertederos poco profundos la sensibilidad del proceso a los cambios climáticos es elevada paralizándose el proceso de metanogénesis cuando la temperatura baja hasta los 10-15° C, lo cual puede crear un patrón de comportamiento estacional con oscilaciones en la generación de gas (en todo el proceso de descomposición en realidad). Para vertederos más profundos la temperatura suele estabilizarse en torno a los 60 ° C con medias de 40-45 ° C en los cinco primeros años. La propagación de incendios afecta asimismo a la composición del gas, incorporando volátiles y productos atípicos de la combustión incompleta de los residuos.

También puede inhibirse completamente el proceso de metanogénesis debido a la presencia de determinados agentes químicos que forman parte de los residuos domiciliarios habituales, como desinfectantes, disolventes o determinados productos de limpieza. En este grupo se incluye también el cloroformo, nitratos, formaldehído, hierro en estado trivalente, hipoclorito, metanol, sulfatos...y un largo etcétera.

5. Tasas de producción y emisión

La tasa de producción de gas puede variar sustancialmente de un sitio a otro, incluso entre áreas de un mismo vertedero como reflejo de las diferencias existentes en el contenido en humedad o en la composición de los residuos depositados, diferencias de temperatura o de cualquiera de los factores de los que depende la producción de gas. Según la Environment Agency para el Reino Unido una tasa típica se sitúa en 10 m³ /T/año lo que equivale a 7-14 gr de Carbono Orgánico Total COT/m³/día). Si asumimos esta tasa media, podemos realizar una primera aproximación al flujo esperable en el vertedero mediante la expresión:

$$Q = M \cdot 10 \cdot T / 8760$$

Siendo Q el flujo de metano en m³/hora, M es la cantidad en T de materia biodegradable anual que entra en vertedero y T el tiempo de depósito en años

De forma aproximada, si obtenemos un valor del flujo que supere los 50-100 m³/hora será en principio necesario el tratamiento (aprovechamiento o quema del metano) (Environment Agency, 2004). Este organismo propone así mismo unos puntos de referencia

orientativos para determinar si es o no necesario el citado tratamiento. La instalación concreta debe cumplir uno o más de los considerandos de la tabla 1.2.

Parametro	Valor
Cantidad Total de residuos depositados	≥ 200.000 Tn
Flujo de Gas de Vertedero	≥ 600 m ³ /hora
Profundidad del depósito	≥ 4 metros
Composición del Residuo	$\geq 25\%$ en peso de materia orgánica

Tabla 1.2. Criterios de referencia para la utilización del gas de vertedero. (Environment Agency, 2004).

Esa tasa como hemos visto, depende de la distribución y tipo de materia orgánica depositada en el vertedero, así como de la humedad y también de su distribución (si esta se encuentra uniformemente distribuida el proceso de degradación se agiliza, si se encuentra heterogéneamente distribuida se frenará allí donde sea escasa o no haya agua), así como del grado de compactación. En condiciones normales se asume que el pico de producción de gas se alcanza pasados dos años desde el momento del depósito y a partir de aquí desciende lentamente durante un periodo de 30 años o más (teóricamente durante mucho más). Resulta clásica la figura propuesta por Tchobanoglous, 2002 y que se reproduce en la figura 1.3.

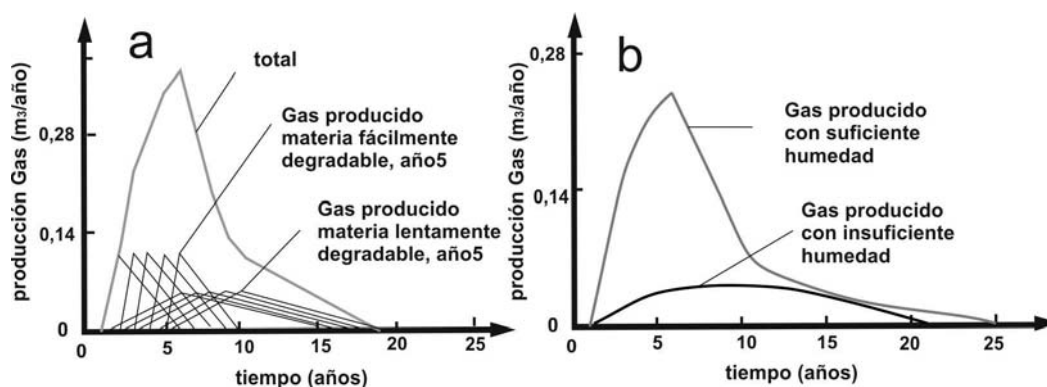


Figura 1.3. Representación gráfica de la producción de gas de vertedero durante 5 años para materia orgánica fácilmente degradable y de descomposición lenta en un vertedero. Modificado de Tchobanoglous, 2002.

La variación en la tasa de producción de gas en condiciones anaerobias para residuos fácilmente degradable (los que tardan menos de 5 años) y de degradación lenta (entre 5 y 50 años) muestra que los picos de producción tienen lugar entre uno y cinco años después del depósito si se adopta un modelo triangular de generación de gas. Un año para los residuos rápidamente degradables y cinco para los poco degradables, asumiendo que al año del depósito se inicia la producción de gas. Para los modelos más ajustados a la realidad como los modelos de primer orden (exponenciales, tipo LANDGEM) en los que se asume también que la producción se inicia tras el depósito. El máximo (de la producción total) se

produce aproximadamente a los 6 años. La suma total de los parciales genera la gráfica triangular envolvente (la cantidad total de gas se corresponde con el área encerrada por la gráfica).

La cantidad óptima de humedad contenida en los residuos para la fermentación de la materia orgánica se sitúa entre el 45 y el 60 %, pero esta humedad no se distribuye homogéneamente siempre. Cuando se produce esta circunstancia, o la humedad es insuficiente, la curva de producción de gas se achata y alarga en el tiempo como muestra la figura 6.3 de forma que esa desaceleración de la velocidad de descomposición aconsejando la adopción de estrategias de gestión como puede ser la recirculación de lixiviados. En el apartado correspondiente a producción de metano se profundiza en el tema de los modelos de generación.

Producción de metano. Aspectos prácticos

Depende de varios factores como el volumen de residuos depositados, su contenido en materia orgánica y la degradabilidad de esta, edad de los residuos y factores ambientales como temperatura, humedad, contenido en nutrientes, entre otros. Normalmente se utilizan modelos de generación de primer orden que tienen en cuenta la cantidad de residuos, su edad y su composición y de manera directa o indirecta la precipitación en el emplazamiento (y, por tanto, la humedad del residuo).

La Environment Agency británica establece unos criterios mínimos para considerar viable el aprovechamiento del gas en un vertedero (Environment Agency, 2004):

- En cuanto al volumen de residuos, parece que por debajo de los 200.000 m³ de residuos depositados es difícil de generar más de 0,75 MW, no obstante la tecnología de la maquinaria de aprovechamiento se encuentra en continuo avance tecnológico existiendo unidades con capacidades tan bajas como 0,3 MW.

- En cuanto a la geometría del vertedero, la recuperación de gas es más viable en vertederos profundos que en depósitos someros situándose el límite de eficiencia en los 4 metros de profundidad

- La tasa de flujo se sitúa en torno a los 650-700 m³/hora (con un 50% de metano) que sería el flujo necesario para producir 1 MW

- En cuanto a la composición del residuo se estima que aquellos vertederos con el 75% o más de material inorgánico no resultan viables desde el punto de vista económico para el aprovechamiento (aunque no dejan de tener efectos ambientales, lo que lleva a pensar en la implantación de sistemas de tratamiento distintos)

- En términos de infraestructura, el citado organismo considera que el usuario final debe de situarse como máximo a 10 km del punto de producción, de otro modo el transporte de la energía puede hacer inviable desde el punto de vista económico el proyecto.

Allí donde se den una o varias de las anteriores condiciones deberán implantarse sistemas de oxidación térmica del metano mediante antorchas.

6. Balance de Masas del Metano

Uno de los conceptos más útiles a la hora de detallar el funcionamiento del metano en el vertedero es el de Balance de Masas del Metano propuesto por Bogner y Spokas (1993). Este queda sintetizado mediante la siguiente expresión (ver figura 1.4):

$$\text{CH}_4 \text{ Prod.} = \text{CH}_4 \text{ Recup.} + \text{CH}_4 \text{ emit.} + \text{CH}_4 \text{ mig.} + \text{CH}_4 \text{ox.} + \Delta \text{CH}_4 \text{ almacén.}$$

Siendo **CH₄ Prod.** = Metano producido, **CH₄ Recup.**= Metano recuperado mediante sistemas de extracción, **CH₄ emit.** = Metano emitido a través de la cubierta, **CH₄ mig.** = Metano migrado fuera del vertedero, **CH₄ox.** = Metano oxidado al atravesar la cubierta y **ΔCH₄ almacén.**= Variación en el volumen almacenado

Los factores que afectan al proceso de transporte del gas de vertedero que provoquen emisiones o migraciones se pueden dividir en tres clases (Kjeldsen, 1996, en Scheutz et al., 2009):

- a- Condiciones meteorológicas (presión, temperatura, precipitación, vientos)
- b- Condiciones del suelo/cubierta (permeabilidad, existencia de fisuras y grietas, contenido en humedad y en materia orgánica, difusividad, porosidad y capacidad de oxidación del metano)
- c- Condiciones del vertedero y del residuo (producción de gas, barreras internas, existencia de dispositivos de venteo del gas, migraciones laterales)

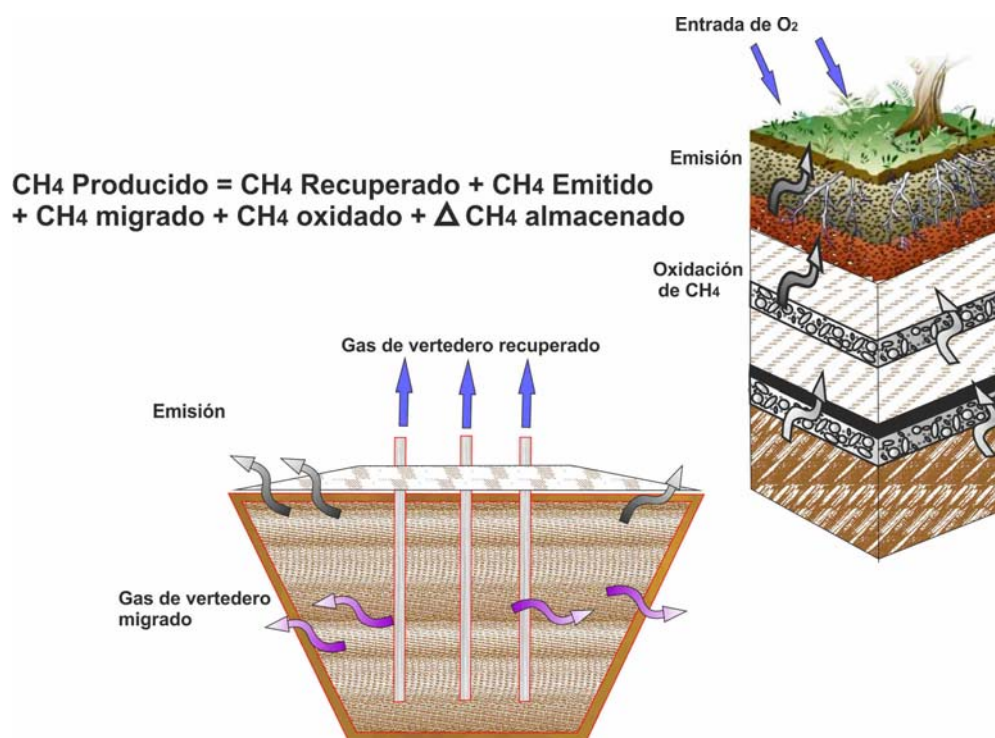


Figura 1.4. Balance de Masas del metano. Modificado de Scheutz et al. (2009)

6. 1. Modelos de producción

Normalmente no se dispone de una información detallada y fiable sobre la cantidad de residuos que se depositan o sobre sus características físicas o químicas, en consecuencia la estimación de la producción y emisión de gas adolece con frecuencia de una sensible imprecisión.

La mayor parte de los modelos se basan en la utilización de la cinética de descomposición de la materia orgánica en el tiempo. Durante el inicio del depósito existe un corto periodo sin producción de gas, seguido de una larga etapa productiva. Esta última puede representarse mediante una función lineal o exponencial o una combinación de ambas (Kamalan. et al., 2011).

Es sabido que la velocidad de degradación de la materia orgánica es proporcional a la cantidad de materia no degradada $C(t)$, o a una potencia de esta, $C^n(t)$. Los modelos de producción de gas se diferencian en el valor de n . Para los de orden cero ($n=0$), la velocidad de degradación será constante. Los de primer orden serán aquellos en los que la velocidad varía a lo largo del proceso, ($n=1$) (Martín González, 1987). En teoría puede haber, y de hecho hay, modelos de orden 2 y de órdenes sucesivos, pero no proporcionan mejoras sensibles al cálculo, y sí que incrementan notoriamente el grado de dificultad de su aplicación.

La mayor parte de los modelos disponibles no se han validado con datos procedentes de casos reales, excepción hecha del modelo de Oonk et al. (1994), validado con medidas reales de emisión. Uno de los problemas fundamentales a la hora de utilizar estos modelos es la división de las entradas de residuos en categorías, estas difieren enormemente entre diferentes países, ni siquiera en Europa, el Catálogo Europeo de Residuos (ORDEN MAM/304/2002) ha permitido normalizar la clasificación, al contrario, se diferencian hasta 800 categorías distintas, además, esa clasificación no se ha establecido en base a su contenido en carbono. De hecho, muchos de los modelos actuales se basan en los contenidos en carbono determinados en una investigación realizada en Holanda en el año 1992 (Scharff H., 2005).

Se presentan aquí los modelos más utilizados, o que son más citados en bibliografía o que han sido adoptados como referencia por la administración. Los llamados modelos de primer orden o de una sola fase consideran que todo el carbono se degrada a la vez. Los denominados multifase diferencian entre tipos de carbono que se degrada a velocidades diferentes, es decir, es necesaria una caracterización mínima de los residuos para separar las fracciones rápidamente biodegradables, o de degradación lenta o media. Los modelos de orden cero son aquellos en los que se considera que la emisión potencial de gas procedente de los residuos depositados se produce en el mismo año en que se deposita. Esta es una buena aproximación para un vertedero con unas entradas y una composición constante y con composición constante, pero incluso para una entrada promedio de diez años, estos modelos sólo darán la emisión estimada de hasta nueve años después de la clausura, por lo que, dada su corta proyección temporal, diversos autores desaconsejan su uso para vertederos ya sellados (Scharff H., 2005).

Modelo TNO

El modelo de una sola fase denominado TNO (The Netherlands Organization al Applied Scientific Research) se basa en asumir que el consumo de carbono del residuo con el tiempo se ajusta a los llamados modelos de primer orden. La producción de gas decrecerá de manera exponencial con el tiempo. Su formulación puede verse en la tabla 1.4. La cantidad de carbono orgánico según el tipo de residuo (C_0) se establece en base a la tabla 1.3.

Cantidad en C orgánico (modelo TNO)	
Residuo	Contenido en C Orgánico (kgC.Mg⁻¹)
Suelo Contaminado	11
Residuos de la Construcción y Demolición	11
Residuos Urbanos triturados	130
Residuos de Limpieza Viaria	90
Lodos y Compost	90
Residuos Domiciliarios de gran tamaño	130
Residuos Comerciales	111
Residuos Domiciliarios	130

Tabla 1.3. Clasificación de los residuos y contenido en c orgánico. Modelo TNO

Una vez calculada la producción de gas, para obtener la de metano habrá que multiplicar por el porcentaje de metano en el gas de vertedero (normalmente en torno al 50%) y por su masa volumétrica (714 gr CH₄ m⁻³). La cantidad emitida se obtendrá de sustraer la cantidad de gas recuperado por el sistema de desgasificación de la cantidad producida de acuerdo con la ecuación,

$$\text{CH}_4 \text{ emitido} = \text{CH}_4 \text{ producido} - \text{CH}_4 \text{ extraído} - \text{CH}_4 \text{ oxidado}$$

Tradicionalmente se aplica por defecto un factor de oxidación del 10%.

Modelo Afvalzorg

El modelo multifase conocido como Afvalzorg fue desarrollado por la Universidad de Wageningen basándose en el anterior. Se asume que diferentes tipos de residuos producen cantidades distintas de gas y con diferentes tasas de degradación. Esto permite distinguir entre tres fracciones distintas de residuos (según su degradación sea rápida, media o lenta) y 8 categorías de residuos). Para expresar la incertidumbre del modelo se adopta una cantidad máxima y mínima de materia orgánica para cada fracción de cada categoría de residuos. El resto de cálculos se realiza de manera idéntica al modelo TNO.

Modelo LandGem

El modelo más utilizado es el elaborado por la EPA, LandGem. Este modelo determina la masa de metano generado a partir de la capacidad de producción de metano y de la masa del residuo depositado. Una de las desventajas del modelo es que la composición empleada en el modelo se corresponde con caracterizaciones realizadas en Estados Unidos tanto para residuos urbanos como inertes. Se recomienda no evaluar la contribución de los materiales inertes solamente cuando su inexistencia está fehacientemente demostrada, lo

que redundará en estimaciones poco ajustadas en aquellos vertederos que pueden tener o no materia orgánica degradable. El modelo permite obtener salidas para las dos normativas americanas relativas a calidad del aire, la CAA (Clean Air Act) y la AP42 (Compilation of Air Pollutant Emission Factors). Suele utilizarse esta última puesto que los valores por defecto de la primera para la tasa potencial de generación de metano son muy elevados ($180 \text{ m}^3 \text{ CH}_4 \text{ Mg. Residuos}$). La figura 1.5 muestra un ejemplo de aplicación a un caso real, puede observarse como a partir del 2040, cuando ya se ha generado la mayor parte del metano, queda una producción muy limitada.

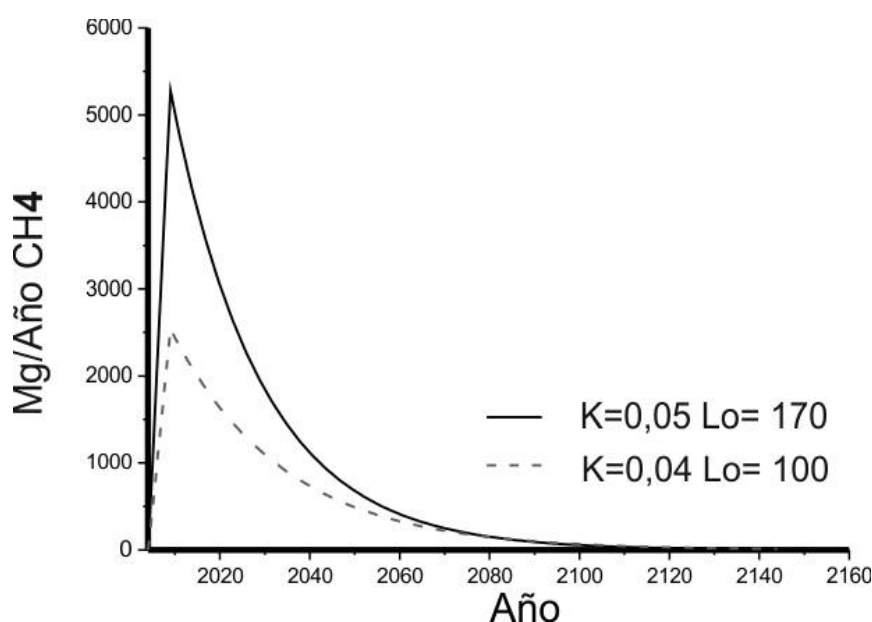


Figura 1.5. Modelo LandGem aplicado a un caso real, si se aplican los parámetros por defecto para la CAA (**Clean Air Act**, $k=0,05$, $Lo=170$) la cantidad de metano producida casi se duplica en la punta de producción y luego desciende de forma convergente hasta unirse con la curva construida aplicando los parámetros de la AP42 americana.

Este puede ser el caso de muchos pequeños vertederos ya cerrados y sellados para los cuales es necesaria relativamente poca información en relación a la caracterización de los residuos para lograr una gestión eficiente del gas. En muchos casos bastará con la instalación de cubiertas que permitan la oxidación del metano emitido. La diferencia entre la elección de los parámetros según la norma a aplicar queda también patente en el ejemplo. El resto de cálculos se realizan como en el primer modelo comentado. La EPA facilita asimismo versiones del modelo adaptadas a un gran número de países y condiciones climática (Centro América, Tailandia, Ecuador, México, Filipinas, Ucrania, China...).

Modelo GasSim

El modelo GasSim se basa en dos aproximaciones para calcular y estimar las emisiones de metano. La primera utiliza una ecuación multifase (ver tabla 1.4) y las

entradas requieren la cantidad de residuos depositados anualmente, con el desglose también anual en diferentes categorías de estos residuos. Cada categoría se forma con la suma de varias fracciones, y cada una de ellas tiene asignada una diferente tasa de degradabilidad. La segunda aproximación se basa en el modelo LandGem ya comentado. Su principal problema radica en la gran cantidad de datos necesarios para su aplicación, no obstante presenta algunas ventajas importantes:

El contenido en humedad de los residuos se calcula en base a condiciones de gestión del vertedero, precipitaciones y características hidrogeológicas de los materiales de cubrición. El cálculo de la generación de biogás se basa no sólo en la cantidad de residuos sino también en su composición, humedad y constante de degradación asignada. Las emisiones se basan en el cálculo anterior, en la eficiencia del sistema de captación y en las características de las barreras geológicas y/o artificiales, este incluye componentes minoritarios. Además permite realizar simulaciones de la oxidación generada a través de las citadas barreras.

GasSim considera para el cálculo de la degradación de residuos, la celulosa y hemicelulosa que constituyen aproximadamente el 91% de la fracción degradable. Las tasas de degradación se asignan a las fracciones de celulosa en función del contenido en humedad del residuo, el cual a su vez viene determinado por la tasa de infiltración elegida, la capacidad de absorción y la conductividad hidráulica de las capas, entre otros factores.

Modelo EPER

El modelo Eper francés aporta dos aproximaciones para calcular las emisiones de metano. La primera tiene en cuenta la existencia de un sistema de desgasificación y utiliza los datos de este y la eficiencia del sistema. La segunda utiliza un modelo multifase denominado ADEME con o sin sistema de desgasificación. La ecuación se muestra en la tabla 6.5. La cantidad de metano recuperado se normaliza para las condiciones standard de presión y temperatura y la eficiencia se tabula en base al tipo de sellado del vertedero en cuestión. La producción de metano se calcula a partir de la ecuación,

$$P = \frac{A}{\eta} \quad \text{Siendo } P \text{ la producción de metano (en m}^3\text{CH}_4\text{año}^{-1}\text{) y}$$

η la eficiencia del sistema de desgasificación.

La segunda aproximación utiliza el modelo ADEME (ver tabla 6.5). En ella se establecen tres categorías de residuos cada una con una capacidad diferente de generación de metano. Los cálculos se realizan con tres fracciones y tres valores de la tasa de

degradación para cada fracción obteniendo un valor global para cada tipo de residuos. Se puede considerar como un modelo unifase. La tasa de oxidación se cifra por defecto en el 1% y la emisión total de metano se calcula con la ecuación,

$$CH_4 \text{ emitido} = P(1 - \eta) \times 0,9 + FECH_4 \times 0,9$$

Siendo

η = la eficiencia del sistema de desgasificación.

FECH₄ = la producción anual de metano

El modelo Eper de orden cero alemán se utiliza exclusivamente para residuos domiciliarios y asimilados, esta categoría resulta difícil de homologar con las clasificaciones de otros países europeos, desde el punto de vista del modelo holandés englobaría los residuos domiciliarios en general, más los comerciales, si sólo se considerasen los domiciliarios los resultados subestimarían la emisión de metano. La tabla 6.5 muestra la formulación y los valores usados por defecto en el modelo.

Modelo IPCC (Intergovernmental Panel on Climate Change)

La metodología propuesta por la IPCC propone dos métodos para el cálculo de emisiones procedentes de vertederos, una primera aproximación de orden cero (no recomendado), y otro de primer orden. La ecuación que detalla el proceso de cálculo es la que figura en la tabla 1.5.

El factor de corrección para el metano (MCF) se asigna en función del tipo de vertedero, para los vertederos controlados se iguala a 1, entendiéndose como tales aquellos en los que se depositan los residuos de forma controlada, existe cierto grado de selección y se utilizan criterios de explotación, cuentan con cobertura de los mismos, compactación mecánica o nivelación.

La constante de generación k depende de un gran número de variables y representa la velocidad de degradación de la materia orgánica (Pipatti, R y Svardal, P. et al. (2006), Junta de Andalucía, 2013). Su valor por defecto es 0,05 según las recomendaciones de la IPCC. En USA, UK y Holanda se adoptan valores de 0,2 para materiales rápidamente degradables (menor de 3 años) y condiciones de humedad elevada. Para materiales cuya descomposición es más lenta (23 años de media) se adopta un valor de 0,03 y suelen asociarse a condiciones de escasa humedad y materiales poco degradables como la madera. El Inventario de Gases de Efecto Invernadero del Reino Unido considera residuos rápida, moderada y lentamente degradables además de los inertes, con valores de k de 0,185 para los rápidamente degradables y 0,5 para los de degradación lenta

El Carbono Orgánico Degradable (DOC) representa la fracción de la materia orgánica degradable a través de procesos bioquímicos, la fracción de Carbono Orgánico degradable asimilado (DOC_F) representa la fracción que realmente se degrada. La primera se calcula en base a la expresión que figura en la tabla, se recomienda sustituir los valores por defecto por los calculados a nivel nacional, regional o local. Para Andalucía y en base a los datos del Plan Director Territorial de Residuos Urbanos de Andalucía (Decreto de 218/1999) el valor adoptado es de 0,144. El valor por defecto del DOC_F es 0,77, valor que parece estar sobreestimado (en Países Bajos se adopta un valor de entre 0,5 y 0,6). El factor de oxidación (OX) por defecto es 0, y 0,1 para aquellas instalaciones en las que exista una buena infraestructura de sellado (cubrición con arcilla y tierra de revegetación...). Este 10% de valor de oxidación de las posibles emisiones de metano al atravesar la cobertera es el adoptado por GasSim y otros modelos. La Tabla 1.6 expresa la incertidumbre asociada a los valores por defecto en este modelo.

Otros modelos

Existen un gran número de modelos además de los aquí comentados, como el denominado SWANA o el LNGGEN de la Universidad de Florida. Mención especial merece el propuesto por Martín González (1997). Esta diferencia entre vertederos húmedos y secos y entre fracciones del residuo de degradabilidad alta y media. Para residuos de alta degradabilidad la producción de gas se estima en 153 m³N/t, para los de media en 95 m³N/t. La expresión adoptada para la estimación del caudal de biogás generado será,

$$Q(t) = 153X(e^{1/dx-1})e^{-t/dx} + 95Y(e^{1/dy-1})e^{-t/dy}$$

Siendo Q (t) el caudal de gas generado (m³N/h), X la fracción de degradabilidad alta (%), Y la fracción de degradabilidad media (%), y t el tiempo (años).

Modelo de Primer Orden (TNO)	$\alpha = \zeta 1.87 A C k e^{-\alpha t}$	<p>α = producción de gas de vertedero en un tiempo dado [$m^3 \text{Gas} \cdot \text{año}^{-1}$]</p> <p>$\zeta$ = factor de disimilación 0.58 [-]</p> <p>1.87 = factor de conversión [$m^3 \text{de Gas} \cdot \text{kgCdegradado}^{-1}$]</p> <p>A = Masa de residuos depositada [Mg]</p> <p>C_o = Tasa de carbono orgánico en el residuos [kg C.Mg residuo⁻¹]</p> <p>k1 = Constante de degradación 0.094 [años⁻¹]</p> <p>t = Tiempo desde el depósito [años]</p>
modelo Multi- fase (Afvalzorg)	$\alpha_t = \zeta \sum_{i=1}^3 c A C_{o,i} k_{1,i} e^{-k_{1,i} t}$	<p>α = producción de gas de vertedero en un tiempo dado [$m^3 \text{Gas} \cdot \text{año}^{-1}$]</p> <p>$\zeta$ = factor de disimilación [-]*</p> <p>i = fracción de los residuos con tasa de degradación $k_{1,i}$ [kg.kgresiduos⁻¹]**</p> <p>c = factor de conversión [$m^3 \text{Gas} \cdot \text{kgMOdegradada}^{-1}$]****</p> <p>A = Masa de residuos depositada [Mg]</p> <p>C_o = Tasa de carbono orgánico en el residuos [kg C.Mg residuo⁻¹]</p> <p>$k_{1,i}$ = constante de degradación de la fracción i [y⁻¹]*</p> <p>t = Tiempo desde el depósito [años]</p> <p>* se diferencian 3 velocidades de degradación, lenta, rápida y media</p> <p>**sólo considera mat. Orgánica degradable rápidamente, lentamente o moderadamente</p> <p>*** 0,7 y 0,74 son los valores máximos y mínimos a usar</p>
US EPA LandGem	$Q_{CH_4} = \sum_{i=1}^n k L_0 M_i (e^{-k t})$	<p>Q_{CH_4} = tasa de emisión de metano [$m^3 \text{CH}_4 \cdot \text{año}^{-1}$]</p> <p>k = constante de generación (AP42 por defecto = 0.04) [años⁻¹]</p> <p>L_0 = potencial de generación de metano (AP42 por defecto = 100) [$m^3 \text{CH}_4 \cdot \text{Mg residuo}^{-1}$]</p> <p>$M_i$ = masa de residuo en iteraciones sucesivas [Mg]</p> <p>t_i = año del i-ésimo incremento [años⁻¹]</p>
GasSim	$\alpha_t = \zeta c \sum_{j=0}^m \sum_{i=1}^n A_j k_i C_{o,i,j} e^{-k_i(t-j)}$	<p>α = producción de gas de vertedero en un tiempo dado [$m^3 \text{Gas} \cdot \text{año}^{-1}$]</p> <p>$\zeta$ = factor de formación [-]</p> <p>c = factor de conversión [$m^3 \text{Gas} \cdot \text{kgMORganica degradada}^{-1}$]</p> <p>m = número de años de depósito [-]</p> <p>j = año de vertido a partir de A_j [y]</p> <p>n = número de fracciones i [-]</p> <p>i = fracción de residuos con tasa de degradación k_i [kg.kgresiduos⁻¹]</p> <p>A_j = cantidad de residuos en el año j [Mg]</p> <p>$C_{o,i,j}$ = cantidad de mat.org.en la fracción i depositada en el año j [kgMorg..Mg residuos⁻¹]</p> <p>k_i = tasa constante de degradación de la fracción i [años⁻¹]</p> <p>t = tiempo desde el depósito [años]</p>
Modelo EPER Francés - 1	$A = F H [CH_4]$	<p>A = cantidad de metano recuperada [$m^3 \text{CH}_4 \cdot \text{año}^{-1}$]</p> <p>F = tasa de extracción de gas [$m^3 \text{Gas} \cdot \text{h}^{-1}$]</p> <p>H = horas anuales de funcionamiento del compresor [h.año⁻¹]</p> <p>[CH₄] = concentración de metano en el gas [$m^3 \text{CH}_4 \cdot m^{-3} \text{Gas}$]</p>
Modelo EPER Francés - 2	$FE_{CH_4} = \sum_x FE_0 \left(\sum_{i=1,2,3} A_i p_i k_i e^{-k_i t} \right)$	<p>FE_{CH_4} = producción anual de metano [$m^3 \text{CH}_4 \cdot \text{año}^{-1}$]</p> <p>$FE_0$ = potencial de generación de metano [$m^3 \text{CH}_4 \cdot \text{Mg residuos}^{-1}$]</p> <p>$p_i$ = fracción de residuos con tasa de degradación k_i [kg.kgresiduo⁻¹]</p> <p>k_i = tasa de degradación de la fracción i [años⁻¹]</p> <p>t = edad del residuo [años]</p> <p>A_i = factor de normalización [-]</p>
Modelo EPER Alemán	$M_e = M \times BDC \times BDC_f \times F \times D \times C$	<p>M_e = emisión difusa de metano [Mg CH₄.año⁻¹]</p> <p>M = cantidad anual de residuos depositados [Mg residuos.año⁻¹]</p> <p>BDC = proporción de carbono biodegradable 0.15 [MgC.Mg residuos⁻¹]</p> <p>BDC_f = proporción de carbono convertido biodegradable 0.5 [-]</p> <p>F = factor de cálculo del c convertido en CH₄ 1.33 [Mg CH₄. MgC⁻¹]</p> <p>D = eficiencia del sistema de desgasificación: desgasificación activa 0.4 [-], sin recuperación 0.9 [-], desgasif. Activa y sellado 0.1 [-]</p> <p>C = concentración en metano del gas 55 [%]</p>

Tabla 1.4. Síntesis de las características de los principales modelos disponibles.

Modelo IPCC	
$Q_{CH_4} = \sum [(A \times k \times MSW_T(x) \times MSW_F(x) \times L_0(x)) \times e^{-k(t-x)}]$ <p>L0(x) = MCF(x) * DOC(x) * DOCF * F* (16/12) MCF(x), factor corrección metano año x, (1 en Vertederos controlados, DOC(x), proporción (%) de Carbono Orgánico degradable año x (TnC/Tn RSU)</p> <p>DOC_F, proporción (%) de Carbono Orgánico degradable asimilado (0,77 por defecto) F, proporción (%) de metano en el gas de vertedero (0,5 por defecto), 16/12, factor de conversión de metano a carbono,</p> <p style="text-align: center;">DOC (x) = 0,40 a* 0,17b*0,15c*0,30d (0,144 en Andalucía)</p> <p>f= fracción de a- papel y textil, 0,4, (*0,18) b- Desechos jardines parques 0,17 c- restos alimentos, 0,15 (*0,47) d- desechos jardines paja 0,30</p>	<p>Q_{CH_4} = Tn/año de metano generado, t año realización, x año desde inicio t, A = (1-e^{-k})/k factor normalización, K = constante de generación (año⁻¹) 0,05 por defecto, MSW_T(x) = Total RSU generado año x (tn.año⁻¹) MSW_F(x) = Fracción de RSU depositada en vertedero en el año x L0(x) = potencial generación metano (Tn.CH₄/TN RSU)</p> <p>R(t) metano recuperado año t (igual a 0 para vertederos sin sistema de aprovechamiento del gas de vertedero, OX, fracción oxidación (0 por defecto)</p>
* datos del Plan Director Territorial RSU, 1999	

Tabla 1.5. Modelo IPCC de generación de metano en vertedero

Incertidumbres asociadas a los parámetros por defecto de la IPCC	
MSW, MSW _F	>±10%
DOC= 0,21	-50%, +20%
DOCF= 0,77	-30%, 0%
FCM = 1	-10%, 0%
F= 0,5	0%, 20%
Recuperación de metano	el del sistema de recuperación
Tasa generación CH ₄ k= 0,05	-40%, +300%

Tabla 1.6. Incertidumbres factores adoptados por defecto Método IPCC

Para obtener la cantidad de gas producida en el vertedero, se modeliza este como un conjunto de capas de distinta antigüedad, calculando el caudal producido por cada capa. El caudal anual se obtiene de la suma de los caudales obtenidos para cada capa teniendo en cuenta la cantidad de residuos depositados y su antigüedad.

6. 2. Metano recuperado (aprovechado)

Se recupera en muchas instalaciones mediante sistemas de extracción de gas, utilizándose para generación de energía mediante máquinas de combustión o quemándose en antorchas que, en suma, realizan la oxidación térmica del metano a dióxido de carbono. De acuerdo con algunos autores la eficiencia de los sistemas de recuperación de gas se sitúa entre el 50-60% (Börjesson et al., 2007; Scheutz et al., 2009) aunque en estudios recientes en los que se emplean dispositivos de sellados de baja permeabilidad esta puede alcanzar el 97% (Spokas et al., 2006).

6. 3. Metano emitido (Emisiones de metano)

Los mecanismos principales que provocan la emisión de gas desde el vertedero son la difusión y la advención (por flujo o inducida por el viento). En el primer caso se trata de

un transporte causado por la diferencia de concentraciones, mientras que la advención se produce como consecuencia de gradientes de presión. Estos gradientes pueden ser provocados por el viento, cambios en la presión barométrica o el aumento de presión en el interior del vertedero por la propia generación de gas. Existe una relación directa entre la presión barométrica y la emisión de metano (Czepiel et al., 2003), incluso se ha observado una relación directa entre el gradiente de presión y la emisión de gas en un sistema pasivo de venteo (Gebert, 2006). A medida que aumenta la presión no sólo se reduce la emisión de gas sino que puede incluso invertirse el flujo entrando aire al vertedero a través de los sistemas de extracción.

En vertederos sellados con geosintéticos y arcilla la emisión de gases queda muy restringida no siendo así en vertederos en explotación en los que sólo existe una cubierta intermedia diaria. En estos casos las emisiones pueden ser considerables y una fuente de hidrocarburos orgánicos volátiles entre otros elementos traza, lo que puede constituir un riesgo no sólo para el medio ambiente sino también para la salud.

Lang y Tchobanoglous, (1989) modelizan el flujo producido por difusión para los componentes mayoritarios del gas mediante la ecuación

$$N_a = D \alpha^{4/3} \frac{C_{atm} - C_{vertedero}}{L}$$

Siendo N_a : flujo de gas para el compuesto A (gr/cm^2), D es el coeficiente de difusión efectiva (cm^2/sg), α es la porosidad total (cm^3/cm^3), C_{atm} es en la superficie del vertedero sobre la cubierta (gr/cm^3), $C_{vertedero}$ es la concentración de A en el fondo del vertedero y L es la potencia/espesor de la capa de cubierta (cm).

α para el CO_2 es del orden de 0,13 cm^2/sg y de 0,20 para el metano, suele asumirse para capas secas lo cual introduce un cierto factor de seguridad (al penetrar el agua se reduce la porosidad y por tanto el flujo de gas). Los valores de porosidad típicos para diferentes tipos de arcilla varían de 0,001 a 0,3.

Cabe señalarse que el CO_2 dada su mayor densidad que la del aire tiende a acumularse en las zonas más profundas del vertedero por lo que si este no se encuentra convenientemente impermeabilizado puede alcanzar el sustrato y a través de este, en el caso de que se asiente sobre terrenos permeables, el nivel freático, en donde puede disolverse en el agua habida cuenta de su elevada solubilidad, bajando así el pH y aportando en suma dureza y contenido mineral a las aguas subterráneas.

Para los gases traza estos autores proponen otra ecuación

$$N_i = \frac{D\alpha^{4/3} (C_{it(s)} W_i)}{L}$$

en donde $C_{it(s)}W_i$ se corresponde con la concentración del elemento de que se trate justamente bajo la capa de cobertura del vertedero.

Se considera que la difusión es la causa de la mayor parte de las emisiones.

6. 4. Metano oxidado

La medición de isótopos de CH_4 permite estimar la fracción de metano que se oxida en el suelo. El metano formado en vertedero tiene una relación $^{12}C/^{13}C$ diferente a la del metano atmosférico. Las bacterias metanotróficas consumen más ^{12}C que ^{13}C , de forma tal que, el metano emitido tras la oxidación a su paso por la cobertera de suelo del vertedero queda enriquecido en este último isótopo. En laboratorio se determina el valor de la relación isotópica mencionada, para el metano emitido y para el generado en vertedero (el que se capta mediante sondeos). El segundo a partir del sistema de desgasificación, y el primero a partir de muestras de gas/aire en la pluma de emisión. Se trata de una metodología especialmente indicada para fuentes no homogéneas, pero que adolece de un elevado coste.

Alternativamente puede recurrirse a la medida de las emisiones medidas directamente en sondeo que deben corresponder con los flujos que llegan a la capa de sellado donde se produce el proceso de oxidación desde la masa de residuos. Existe abundante literatura que pone de relieve que el proceso de oxidación del metano en la cubierta del vertedero, o en los sellados intermedios, reduce sensiblemente las emisiones superficiales (Huber-Hermer, 2004 y 2008; Stern et al., 2007). Los estudios de campo muestran que la capacidad de oxidación varía en un amplio rango del 0 al 64% (Abichou et al. 2006). Una de las metodologías más sencillas de aplicar consiste en la medida de las concentraciones de metano y dióxido de carbono en superficie y a lo largo de un perfil de suelo de hasta 40 cm de profundidad (suponiendo una cubierta de ese espesor) utilizando cámaras de flujo para cuantificar las emisiones de forma tal que, se mide la emisión de CO_2 y CH_4 , tanto en superficie como en la base de la capa de sellado. Se utilizan las emisiones superficiales de ambas variables y las concentraciones en profundidad de las mismas siguiendo la metodología propuesta por Christopherson et al., 2001. La tasa de emisión de metano en la base de la capa de sellado se estima mediante la ecuación

$$F_{in\ CH_4} = (F_{out\ CH_4} + F_{out\ CO_2}) \times [C_{in\ CH_4} / C_{in\ CH_4} + C_{in\ CO_2}]$$

Siendo $F_{out\ CH_4}$ y $F_{out\ CO_2}$ las emisiones superficiales de metano y dióxido de carbono (en gr. $m^{-2} d^{-1}$) y $C_{in\ CH_4}$ y $C_{in\ CO_2}$ las concentraciones en la base de sellado (en %). La diferencia entre el flujo superficial de metano y el flujo en la base será la tasa de oxidación (%OX) R_{ox}

$$R_{ox} = F_{in\ CH_4} - F_{out\ CH_4}$$

y el porcentaje de oxidación será

$$\%Ox = (R_{ox} / F_{in\ CH_4}) \times 100$$

Azvalzorg propuso en 2011 una herramienta de cálculo de la oxidación (Gebert et al. 2011) en vertederos como alternativa al valor que, por defecto, emplean la mayor parte de los modelos (10%). Se basa en el hecho de que la oxidación es función de las propiedades de la cubierta más que de la producción de biogás. La mayor parte de los datos disponibles se basan en ensayos de laboratorio más que en medidas directas. En cualquier caso, es difícil distinguir que proporción del biogás se emite como consecuencia del mecanismo de difusión o a través de “puntos calientes” o zonas de circulación preferente, como consecuencia frecuentemente se sobreestima la oxidación cuando se calcula para un vertedero concreto. Estos autores proponen una corrección para tener en cuenta este aspecto de forma tal que la oxidación potencial se calcula en base a la denominada oxidación estándar, pero teniendo en cuenta sendos factores de corrección para los parámetros considerados como más influyentes en el proceso de oxidación, esto es la porosidad, la temperatura, la emisión directa a través de “puntos calientes” o zonas de circulación preferencial y la humedad. Esta oxidación estándar se cifra en $6,2\ k\ CH_4\ m^{-2}\ a^{-1}$ (para un 14% de porosidad, una temperatura de $20^{\circ}C$ y una cubierta de arena arcillosa) y quizás sea este el aspecto más discutible de esta propuesta.

6. 5. Migración de metano

Se habla de migración del gas cuando este atraviesa la masa de residuos, de igual forma que sale al exterior a través de la superficie atravesando la/s capa/s de sellado y las cubiertas intermedias. El mecanismo que posibilita ese movimiento es la difusión gaseosa o la advención generada por gradientes de presión. En suma, el gas se moverá desde puntos con alta concentración hacia puntos con baja concentración, o desde zonas con alta presión hacia zonas con baja presión. Cuando este movimiento atraviesa la masa de residuos, dependerá de la permeabilidad de esa masa (lo cual a su vez estará condicionado por el

grado de compactación y por la existencia de coberteras intermedias) y el movimiento lateral se producirá allí donde la capa superior resulte poco permeable, sea por su compactación elevada, por la existencia de capas de arcilla/sellados intermedios, o por la acumulación de agua en el residuo o en las capas intermedias (o más frecuentemente por una combinación de varias causas).

La migración subsuperficial de gas fuera de la masa de residuos suele ocurrir en vertederos en los que no existen medidas de sellado/impermeabilización, o en vertederos en los que, adoptando las adecuadas medidas de impermeabilización, se producen fugas a favor de zonas de circulación preferencial como pueden ser sustratos muy permeables, cavidades o cuevas naturales, o artificiales como minas, galerías, zanjas drenantes o conductos de diversa naturaleza. Cuando a la migración sigue la emisión del gas, esta puede provocar episodios explosivos, igniciones y daños a la vegetación circundante.

Kjeldsen y Fischer (1995) describen un caso clásico de migración del gas de vertedero que acaba con un episodio explosivo (21.03.1991) en el vertedero de Skellingsted en Dinamarca. Las condiciones meteorológicas durante los días previos al suceso resultaron de vital importancia. Estas se caracterizaron por una acusada caída de la presión barométrica acompañada de fuertes lluvias. El primer factor pudo favorecer el transporte convectivo del gas puesto que este está controlado por el gradiente de presión del gas en el suelo. El segundo, la lluvia, probablemente saturó los poros de la zona superior del suelo disminuyendo su permeabilidad de forma tal que, la única zona con suficiente permeabilidad para almacenar gas fue el terreno existente (arenas y gravas aluviales sensiblemente permeables) bajo una casa de reciente construcción que incluía un pozo negro, y cuyo suelo era de tierra apisonada recubierta de piso de madera. Dicha solera resulta totalmente permeable al gas, lo que condujo a un severo incremento de las concentraciones de metano que superaron el 5%. No existía impermeabilización en la base del vertedero y el sellado consistía en una capa de suelo de 80 cm. La casa se encontraba rodeada en tres de sus lados por el vertedero y la distancia a las zonas explotadas era menor de 30 m. Existen muchos casos documentados con situaciones parecidas a la descrita como la explosión ocurrida en Loscoe (Derbyshire, UK) en marzo de 1986, causada asimismo por una repentina caída de la presión barométrica, el saldo final fue de una casa derruida y varias afectadas, Winston-Salem (Carolina del Norte, USA) que en el año 1969 se saldó con tres muertos y una treintena de heridos o el caso de North Yorkshire (UK, 1987) con daños en inmuebles situados a 50 metros de un vertedero de residuos municipales emplazado en una antigua cantera de explotación de caliza. El sellado final impermeabilizó la superficie de

emisión (incluidas las chimeneas de desgasificación) lo que hizo migrar al gas a través de la red kársticas.

Se sabe que en condiciones de buena impermeabilización de la cubierta (si no se emplean geosintéticos suele ser cuando llueve por el efecto impermeabilizante que provoca el agua en la arcilla cuando esta se satura, o cuando se aporta suficiente cantidad de lixiviados recirculados) se limita el flujo provocado por el mecanismo de difusión debido a la sobrepresión que se alcanza en el interior del vertedero favoreciendo la aparición de flujos laterales originados por advención (causado por diferencias de presión). Si el vertedero no se encuentra impermeabilizado en su base y se asienta sobre materiales permeables se dan las condiciones idóneas para provocar la migración del gas de vertedero. En este proceso tiene una sensible influencia la presión barométrica y sus cambios, tanto a corto plazo como estacionales. Asimismo, el grado de humedad de la cubierta resulta crítico sobre los mecanismos mencionados de difusión, advención y flujo inducido por el viento. El primer mecanismo (difusión) prevalece en aquellas cubiertas secas mientras que a medida que aumenta la cantidad de agua prevalecen los otros dos mecanismos, incluso se estima que el flujo inducido por el viento es responsable de una elevada fracción de las emisiones (Poulsen, 2005).

6. 6. Variación en el Volumen de Almacenamiento

En general se acepta que durante las etapas de precipitación continuada se incrementa el almacenamiento de gas en el vertedero (cubierta más impermeable) y durante las etapas secas ese volumen de almacenamiento desciende al producirse las mayores emisiones. Los cambios en la presión barométrica pueden inducir resultados similares a escala de menos tiempo, de ahí que estas situaciones deban de tenerse en cuenta cuando se realizan mediciones de emisiones que, incluso pueden resultar negativas (entrada de aire al vertedero), si las condiciones son las adecuadas.

El más efectivo control que puede realizarse sobre las emisiones de gas de vertedero es la implantación y explotación de un sistema de desgasificación efectivo, sea para obtención de energía o para la incineración del gas en antorcha. La oxidación por organismos metanotrópicos constituye un segundo tratamiento de naturaleza biológica limitado por la capacidad del suelo para desarrollar y mantener suficientes bacterias en las condiciones de campo habituales. Para el caso de vertederos ya sellados, este puede ser el único sistema de control, por lo que el diseño y mantenimiento de dicho sellado así como su gestión, revisten gran importancia (Scheutz et al., 2009).

Aunque normalmente se asume que el mecanismo de difusión controla el proceso de emisión de gases desde el vertedero a través de la/s capa/s del sellado, la realidad suele ser bastante más compleja debido a que la producción de los gases en el interior del vertedero se ve a su vez influenciada por factores meteorológicos, por la variabilidad espacio-temporal de las características de los residuos, por la capacidad de oxidar el metano de la cobertera, y, en algunos casos, por la existencia de sistemas de extracción del gas con eficiencias que suelen presentar variaciones espaciales y temporales (Scheutz et al., 2009).

Existen muy pocos estudios que tengan en cuenta de forma rigurosa todo este conjunto de variables, es decir, que intenten dilucidar la contribución a las emisiones de los distintos mecanismos realizando un estudio integrado de datos de campo, un control exhaustivo de variables temporales como la presión y realizando una modelización del proceso. La comprensión de los flujos de los gases de vertedero podría mejorarse con evaluaciones instrumentales de campo que combinasen el monitoreo en continuo de las presiones, contenidos en humedad, temperaturas y concentraciones y sus gradientes en campo. Debe quedar claro que, en cualquier caso, la medida en o sobre la superficie del vertedero de las emisiones corresponde a las emisiones netas, incluida la oxidación (otras vías serán la recuperación, la oxidación y emisión por tanto de CO₂ y la migración lateral (Scheutz et al., 2009; Bogner, J., Spokas, K., (1993)).

El escape de gas fuera de los vertederos debe controlarse (Tchoubanoglous, 2002) para así reducir las emisiones a la atmósfera, reducir asimismo los olores, minimizar la migración subsuperficial en vertederos no sellados o sellados de forma ineficiente, y posibilitar la recuperación de la energía contenida en el metano. Suele distinguirse entre sistemas de control del gas activos y pasivos. En los primeros se crea una depresión para inducir el flujo de gas hacia el sistema de extracción. En los sistemas pasivos es la propia presión del gas generado la que actúa como fuerza impulsora del movimiento. Lógicamente debe de existir una serie de elementos impermeables que permitan marcar el camino a seguir por el gas, Tchoubanoglous cita las zanjas drenantes (rellenas de material tamaño grava) como elementos de un posible sistema de ventilación o quema en el caso de que este sea necesario. Debe de tenerse en cuenta que en las fases en las que la producción de gas decae, el mecanismo de transporte imperante es el de difusión a escala molecular, lo que limita mucho la efectividad de los sistemas pasivos. Se acepta en términos generales que estos sistemas pasivos sólo son aceptables allí donde los riesgos de migración del metano sean muy bajos (ver figura 1.6). Siempre que existan edificaciones cercanas al vertedero

deberán de utilizarse sistemas activos (también es necesario su uso para eliminar elementos traza volátiles cuyo control sólo con sistemas pasivos puede resultar poco efectivo).



Figura 1.6. Pozos de extracción (primer término), chimeneas de desgasificación por venteo (abajo) y recrecimiento de chimeneas con el avance del vertedero activo actuando como pozos de venteo (arriba).

7. Técnicas de medición de gas generado y emisiones

7.1. Técnicas de reconocimiento de emisiones

Las llamadas técnicas de reconocimiento están recomendadas para localizar zonas o puntos en los que se producen escapes a través de la cubierta del vertedero, frecuentemente asociados a fallos en el sistema de impermeabilización, roturas de los geosintético, zonas de implantación de sondeos de desgasificación o de extracción de lixiviados. Se suelen diferenciar las llamadas mediciones de concentración de metano en superficie, los sistemas de detección de calor mediante infrarrojos y la simple, y a veces muy efectiva, inspección de campo.

A nivel de reconocimiento suelen realizarse mediciones cualitativas o semi-cuantitativas siguiendo un patrón espacial determinado, o de manera aleatoria, con el objetivo de detectar los llamados puntos anómalos (puntos calientes, o *hot spots*, en la terminología anglosajona) de emisión de metano utilizando analizadores de gas (frecuentemente mediante infrarrojos). El objetivo principal es detectar en la superficie del vertedero las zonas en que la aplicación de posteriores técnicas de medición de emisiones permita cuantificar el flujo de metano hacia la atmósfera. Estas medidas pueden verse interferidas por otras fuentes de emisión de hidrocarburos, por variables meteorológicas (viento especialmente), por el grado de humedad del suelo o por la topografía del entorno,

por lo que deben de extremarse las precauciones a la hora de utilizarlas (Scheutz et al., 2009).

Una variante de esta metodología centrada en la capa de suelo de recubrimiento son las mediciones en muestras de suelo. El conocimiento de los gradientes de concentración de metano en la capa de sellado nos indicará como se produce la difusión del metano y del dióxido de carbono, y la oxidación del metano a través de ella (Bogner et al., 1995). Las muestras de suelo suelen recogerse a varias profundidades y trasladarse a laboratorio para determinar la actividad de las bacterias metanotróficas (sometiendo el suelo a altas concentraciones de metano y midiendo el decrecimiento de la concentración de metano con el tiempo, lo que dará una idea de la capacidad de oxidación del suelo). El método ofrece diversas posibilidades si se toman muestras, además de a diferentes profundidades, con diferentes grados de humedad, temperatura, en diferentes estaciones del año, no obstante su resolución espacial y temporal es muy limitada, sólo obtenemos información en un punto muy localizado y en un momento determinado, además de ser laborioso y caro, aunque permite estudiar simultáneamente la porosidad del suelo, lo que puede proporcionar información adicional valiosa (Scharff et al., 2005).

También puede recurrirse a la medida directa de la concentración de metano en la cubierta del vertedero. Esta puede ser indicativa de la producción de metano en el interior del mismo. Ya que el metano se oxidará en las partes superiores de la cobertera o capa de sellado, una alta producción de metano producirá altas concentraciones en esa capa superficial, y a la inversa. Pueden tomarse muestras de suelo mediante pequeñas perforaciones y determinarse las concentraciones en metano, a diferentes profundidades, en la zona periférica del vertedero...de forma temporal o permanente (en este caso servirían para analizar las posibles migraciones del gas) aunque en cualquier caso la representatividad espacial es pequeña (unos centímetros alrededor del punto de muestreo) por lo que el estudio de un vertedero requiere de un elevado número de muestras que, además, no darán información de las emisiones al no poder estimarse mediante esta técnica el flujo de gas.

De acuerdo con Bogner et al. (1997), la medida de gradientes de concentración vertical en suelos debe utilizarse teniendo en cuenta que las medidas incluirán tanto el transporte como los procesos de consumo de metano en el suelo. El ideal sería la medida de perfiles de concentración para varios gases, en paralelo con la medida mediante otras metodologías de las emisiones de metano. Esto delimitaría zonaciones verticales correspondientes a diferentes procesos biogeoquímicos y, si se dispone de series

temporales de muestreos, podrían calcularse las emisiones netas del vertedero utilizando modelos de diferencias finitas (Bogner et al., 1997; Spokas, 1996).

La detección de zonas con temperatura relativamente elevada mediante infrarrojos asume que dicha temperatura se debe a la salida del gas de vertedero (entre 30 y 40 °C). Pueden realizarse mediciones mediante medios aéreos o imágenes satélite pero debe de tenerse en cuenta que los incrementos de temperatura pueden deberse a diversos motivos como cubiertas oscuras sean estas de arcilla o artificiales, existencia de reacciones exotérmicas en el vertedero cercanas a superficie...el coste lógicamente dependerá de la escala y medios utilizados.

La inspección de campo, a pesar de su evidente carácter subjetivo, puede ser una valiosa herramienta para detectar las zonas de emisión. La simple inspección visual de la vegetación de cobertera u olfativa (el metano es inodoro, pero no muchos de los compuestos traza que acompañan su emisión) permite determinar el estado de la cobertera siendo conveniente que se realice por personal especializado.

7. 2. Cámaras de Flujo

Las cámaras de flujo estáticas (Static Closed Chambers) constituyen el método más simple y más utilizado para medir flujos a través de superficies. Se basan en la premisa de que el origen de los gases de vertedero es el mecanismo de difusión. Consisten en una cámara o campana con un área inferior a 1 m² aproximadamente (figura 1.7), en el cual se mide la variación en la concentración de metano a lo largo de un intervalo de tiempo. La medida del flujo a través de la superficie se obtiene directamente a partir de la variación de las concentraciones con el tiempo. Una de las desventajas del método es que el área de muestreo es relativamente pequeña, por lo que resultan poco apropiadas para medir emisiones poco homogéneas tal y como ocurre en los vertederos (Sharff et al., 2006). Sin embargo es esa escala de trabajo la que permite determinar posibles heterogeneidades en la superficie del vertedero (Bogner et al., 1997) como pueden ser grietas de retracción de la cubierta arcillosa, cortes en el geosintético... Se recomienda el uso conjunto con anillas o collares metálicos que permitan insertar bien el receptáculo cuando el sellado está formado por materiales gruesos o groseros, o el suelo está sujeto a heladas estacionales.

El flujo se calcula a partir del producto de la variación en la concentración de metano con el tiempo (dc/dt) por la relación entre el volumen y el área de la cámara (a/v). El término dc/dt se calcula como la pendiente (positiva si el flujo es saliente, y negativa si es entrante), utilizando una simple regresión lineal entre las medidas obtenidas durante no mucho más de 300/600 segundos. El coeficiente de correlación debe ser igual o superior a

0,8 (debe de realizarse un mínimo de 5 medidas, su número incrementa la precisión de la medida). Es la única metodología que permite medir flujos negativos, esto es consumo de metano atmosférico, además posibilita la medición de otros compuestos gaseosos con la única limitación de la capacidad o precisión del detector/medidor asociado (Scharff et al., 2006). Otra de las ventajas de este método radica en que los datos obtenidos pueden ser tratados estadísticamente para obtener una aproximación al comportamiento espacial y temporal del gas de vertedero, aunque quizás la mayor ventaja radique en la posibilidad de utilizar técnicas geoestadística para caracterizar la variabilidad/heterogeneidad espacial y temporal de las emisiones.

Las mediciones deben hacerse en un periodo no muy extenso (1 o 2 días) de forma tal que las condiciones barométricas fluctúen lo menos posible (Bogner et al., 1997; Environment Agency 2004d).

Mosher et al. (1996) indica que no existe correlación entre dos muestreos tomados a más de 7 metros. Así pues, uno de los factores clave es el elevado número de mediciones necesarias. No obstante, la Environmental Agency de UK recomienda su utilización al haberse demostrado por un elevado número de investigaciones (Bogner et al., 1995; Mosher et al., 1996; Trégoures, 1999), una buena correlación con los resultados obtenidos por otros métodos, su sencillez y facilidad de aplicación y su reducido coste.

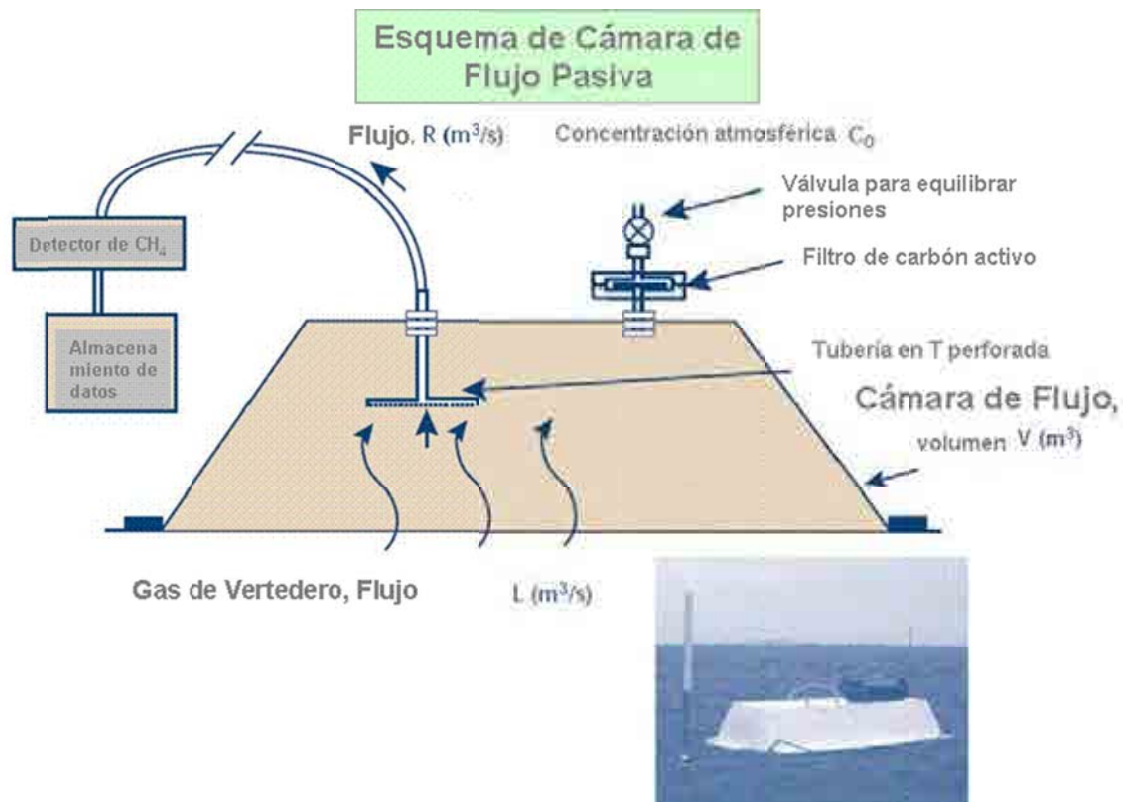


Figura 1.7. Cámara de flujo estática o pasiva (modificado de Environment Agency 2004d)

Las llamadas cámaras de flujo dinámicas (dynamic closed chambers, figura 1.8) son similares a las anteriores pero se mantiene una corriente de aire constante de forma tal que no afecte a las concentraciones medidas ni a los cálculos de flujo. El flujo se obtiene a partir de la corriente de aire que atraviesa la cámara y de las concentraciones de entrada y salida. La presión en el interior de la cámara debe mantenerse con valores similares a la presión atmosférica durante las mediciones para lo cual se utilizan sistemas de ventilación a la entrada y a la salida. Las ventajas e inconvenientes son similares a las mencionadas para las cámaras estáticas aunque no deben utilizarse para emisiones de poca entidad debido al efecto de la dilución provocada por el flujo de aire (resta precisión). Su utilización está recomendada por la US EPA.

Existen diversos métodos parecidos o inspirados en las cámaras de flujo como los Túneles de Flujo Dinámico utilizados por Humer, M. y Lechner, P. (2001c), se trata de un dispositivo prefabricado con forma de túnel y semicircular emplazado sobre la zona del vertedero a medir. Se mide la concentración en metano a la entrada y salida del túnel y se relaciona con el área cubierta mediante la expresión:

$$F = \frac{VA_t D}{A10^6} (C_e - C_s)$$

donde, A es el área cubierta (m^2), A_t el área transversal del túnel (m^2), V la velocidad del viento, D la densidad (gr/m^3) del metano a la temperatura de la medida, $C_e - C_s$ la diferencia en las concentraciones en metano de entrada y salida al túnel.

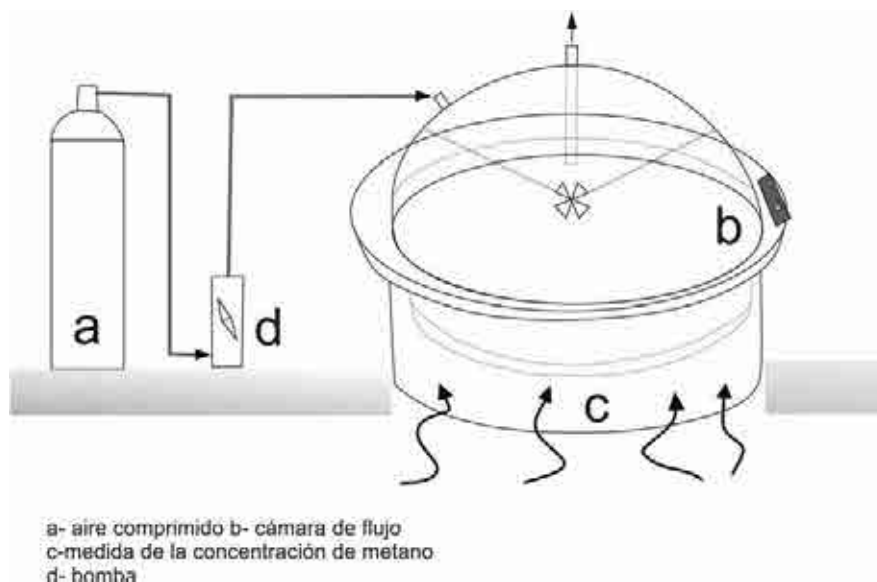


Figura 1.8. Esquema de una cámara de flujo dinámica. Modificada de Shango Eun (2000).

7. 3. Otros métodos.

Método de Balance de Masas

Permite estimar las emisiones de CH_4 y CO_2 a partir de las medidas de la velocidad del viento y la concentración en metano a diferentes alturas sobre el vertedero. En cada uno de esos niveles, el producto de la concentración por la velocidad del viento sirve para estimar el flujo horizontal (que será proporcional al área de vertedero aguas arriba del punto de muestreo y en la dirección del viento, figura 1.9). Si se llega a suficiente altura, se medirá el total de la pluma de gas emitido por el vertedero concreto obteniéndose el flujo total de la parte de vertedero afectada. Para diferentes direcciones del viento se medirán diferentes zonas del vertedero. El método puede automatizarse para obtener mediciones en continuo durante largos periodos de tiempo resultando muy poco laborioso en comparación con los métodos anteriores. Además puede medirse el flujo de dióxido de carbono igualmente, de forma tal que la suma de ambos flujos puede dar una idea más detallada del conjunto de emisiones producidas. La relación CH_4/CO_2 también proporcionará una idea de la tasa de oxidación en el vertedero, si se compara con el valor de esa relación obtenida en el gas de los pozos de extracción o venteo (Sharff et al., 2005). Algunos autores integran este método entre los llamados métodos micrometeorológicos (Scheutz et al., 2009).

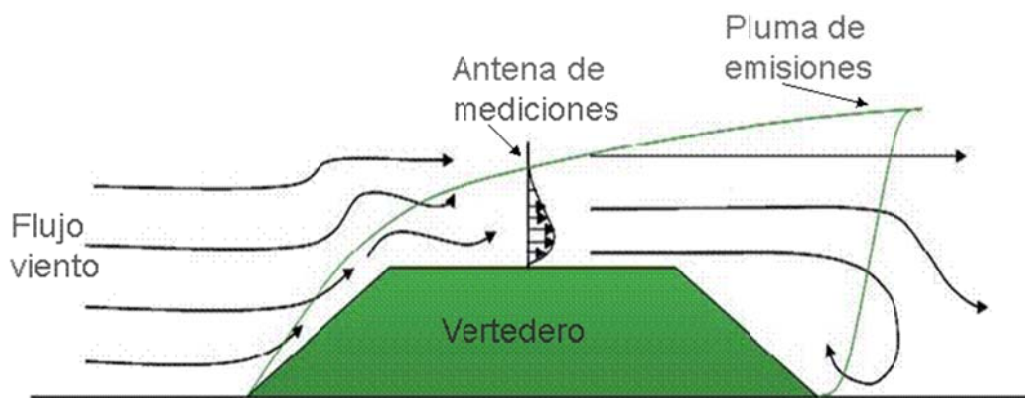


Figura 1.9. Esquema del Método del Balance de Masas (modificado de Scharff et al., 2005)

Métodos Micrometeorológicos

Utilizados para realizar mediciones en grandes superficies. Se miden gradientes de concentración que se recalculan como gradientes verticales de flujo integrando datos relativos al transporte y mezcla de aire (de ahí su nombre). La denominada correlación de Eddy (Eddy Correlation) es la variante más conocida de este tipo de métodos, consiste en realizar una medición directa de la densidad de flujo a partir de datos de velocidad del viento en la vertical y fluctuaciones en la concentración. Otro de los métodos utilizados dentro de este grupo son las llamadas técnicas de gradientes, en estas el flujo se calcula como el producto del gradiente vertical de concentración por un coeficiente de difusión. Deben de utilizarse para superficies estrechas y alargadas (varios cientos de metros) y para emisiones homogéneas, lo que hace poco adecuada esta metodología para la estimación de emisiones en vertedero (Bogner et al., 1995; Trégoures, 1999). Su uso se restringe a topografías planas sin otras fuentes de metano que puedan interferir en las mediciones, requieren de un equipo técnico y humano muy especializado y bastante caro (Scheutz et al., 2009).

Trazadores

Se basan en la medición conjunta de la concentración del gas objeto de interés y de un compuesto inerte usado como trazador cuya concentración es conocida, la relación entre las concentraciones será proporcional a la relación entre sus flujos o caudales. Se trata de una metodología ampliamente utilizada en diversas disciplinas como la hidrología entre otras. Para la medida de gases de vertedero suele utilizarse el hexafluoruro de azufre, SF₆ (o el óxido nitroso, N₂O) este se emite desde la superficie del vertedero midiéndose su concentración y la del gas de interés en la pluma resultante a favor del viento. Si se dan las condiciones de buena mezcla, el caudal de metano puede obtenerse directamente de la expresión,

$$Q_m = Q_t (C_t/C_m)$$

Siendo Q_m el flujo de metano, Q_t el correspondiente al gas traza, y C_m y C_t las concentraciones en metano y en el gas traza.

El gas traza suele emitirse desde ubicaciones dispuestas en una línea imaginaria perpendicular a la dirección del viento predominante y situada en el límite del vertedero. Los vertederos con superficies de entre 20 y 100 hectáreas requieren 3/4 fuentes de emisión del gas traza para poder simular adecuadamente la generación de emisiones de metano. La pluma se localiza mediante un medidor en continuo de uno de los gases disponiéndose varias ubicaciones en superficie y repartidas por el penacho para poder determinar las concentraciones en SF_6 y CH_4 . Es evidente que las concentraciones en metano deben ser suficientemente elevadas como para poder ser medidas tras su dilución en la pluma junto con el trazador (Bogner et al., 1997; Czepiel et al. 1996).

Se obtienen estimaciones para todo el vertedero estando especialmente indicado para fuentes tan poco homogéneas como son las emisiones en vertedero. La principal desventaja radica en que sólo es utilizable cuando las mediciones son posibles (lo que normalmente requerirá de la existencia de carreteras o caminos accesibles), la pluma generada atraviesa el vertedero, y cuando no existen otras fuentes de gas que puedan interferir con la citada pluma. Tampoco deben de usarse en lugares con topografías escarpadas o en condiciones de fuerte viento o con cambios de velocidad (rachas). (Scheutz et al., 2009). Su coste es muy elevado, un día de mediciones cuesta aproximadamente 6000 euros, siendo necesarios entre 10 y 20 días para obtener una medición anual media con suficiente precisión (Scharff, H. et al., 2005).

Debe de tenerse en cuenta que tanto el SF_6 como el N_2O son gases que contribuyen al efecto invernadero.

Medidas de la pluma de emisión

En esencia, se toman muestras aguas abajo del vertedero, en la dirección del viento, durante un periodo de tiempo y se determinan las concentraciones en laboratorio. Presenta buenas correlaciones con las metodologías anteriores pero suele ser muy cara (Scharff, H., 2005)

Se diferencian dos métodos dentro de este grupo, el denominado SPM (Stationary Plume Method) y el MPM (Mobile Plume Method), ambos utilizan la pluma de metano que sale del vertedero. El primero se basa en recoger muestras alrededor del mismo vertedero recogiendo, asimismo, los datos meteorológicos en tiempo real y usando un modelo de

dispersión (un modelo de tipo gaussiano) para calcular las concentraciones estimadas. Cuando estas sobrepasan un determinado límite se activan electrónicamente nuevos sistemas de recogida de muestras. Una vez que se tienen suficientes muestras (una semana con dos muestreos diarios) se llevan a laboratorio donde se determinan las concentraciones (Scharff et al., 2005 y 2006).

El MPB se basa en medir las concentraciones en metano en un transecto que atraviese la pluma de forma tal que integre todas las posibles pequeñas fuentes de emisión de la superficie del vertedero (Scharff et al., 2005 y 2006).

8. Comparación entre los diferentes métodos

Una comparativa entre métodos queda recogida en la tabla 6.8 adjunta. Las emisiones en diferentes puntos de un vertedero pueden variar hasta en tres órdenes de magnitud. Para el caso de medidas con cámaras de flujo esa variación puede ser de hasta siete órdenes de magnitud que se reduce a un orden si los métodos utilizados abarcan el conjunto del vertedero (Tabla 1.8, Scheutz et al., 2009). La variación temporal es de gran importancia, las emisiones pueden variar sensiblemente en un rango de tiempo de semanas. El caso más claro de variación anual es el de la oxidación. Cuando las medidas de emisión se utilizan para obtener rangos anuales de emisión para vertederos enteros, el área muestreada y la resolución temporal de los métodos usados son de vital importancia. Se recomienda la utilización de dos o más métodos en paralelo, y especialmente la combinación de cámaras estáticas con alguno de los otros métodos para poder detectar la existencia de flujos negativos de metano (agujeros de metano). Todo ello tras la utilización de técnicas de reconocimiento previo que permitan localizar los puntos calientes y diseñar las campañas de medición mencionadas.

A partir de aquí pueden hacerse las siguientes observaciones (Tabla 1.7). Para la técnica de cámaras de flujo, la poca resolución espacial y temporal requiere de un elevado número de medidas lo que encarece el método. El método del balance de masas parece el más indicado para medir emisiones en grandes superficies durante periodos largos. Su capacidad para medir metano y dióxido de carbono permite estimar emisiones teniendo en cuenta los dos procesos que intervienen: la formación de metano y su oxidación. (Schauff, H. 2005). La utilización de gases traza se considera el método más preciso para medir emisiones procedentes de grandes superficies, pero su complejidad, baja resolución temporal y elevado coste hacen poco aconsejable este método, salvo para su uso a efectos de validación de otras metodologías. La utilización de isótopos, a pesar de su coste, debe considerarse como el método más adecuado para estimar la oxidación en vertederos.

Método	Resolución Espacial / Temporal	Compuestos	Coste	Ventajas/Desventajas
Muestra de suelo	m ² - horas	CH ₄ -CO ₂	poco	indicado para estudio de la oxidación
Concentraciones de Gas	m ² - horas	CH ₄ -CO ₂	moderado	no da información directa sobre emisiones
Ensayos de Bombeo	> 1 ha.	CH ₄ -CO ₂	elevado	utilizado para el diseño del sistema de extracción
Cámaras de Flujo	m ² - horas	CH ₄	moderado	se necesitan muchas mediciones / obtiene flujo positivos y negativos
Balance de Masas	pocas ha./continua	CH ₄ -CO ₂	moderado	indicado para automatización
Métodos Micrometeorológicos	vertedero/horas	CH ₄	alto	Se considera el método más preciso pero es muy caro
Isótopos	vertedero/horas	¹³ CH ₄	muy alto	Permite cuantificar la oxidación pero es muy caro

Tabla 1.7. Comparativa Métodos de medida de emisiones y técnicas de reconocimiento (modificado de Scharff et al., 2005)

Tasas de emisión de gas de vertedero (modificada de Scheutz et al., 2009)							
Referencia	Localización	Sellado/cubierta	Sistema Extrac. Gas	Método de medida	T E Media CH ₄ (gr m ² día ⁻¹)	T E Mín. CH ₄ (gr m ² día ⁻¹)	T E Máx. CH ₄ (gr m ² día ⁻¹)
<i>Abichou et al. (2006a)</i>	Leon County, FL, USA	espesor de 15-cm, sin vegetación, arcilla arenosa		CFE	54	-4,00	596,00
		espesor de 45 cm, con vegetación arcilla arenosa y marga		CFE	22		
<i>Abichou et al. (2006b)</i>	Leon County, FL, USA	espesor de 30 -60 cm, sin pendiente		CFE	167	-14,00	1755,00
		espesor de 45 cm, con pendiente		CFE	9	-2,00	63,00
		espesor de 15 - 30 cm, sin pendiente		CFE	87	0,00	521,00
<i>Ishigaki et al. (2005)</i>	Kanto, Japan	espesor de 45 cm, con pendiente		CFE	25	-6,00	343,00
		espesor de 10 cm suelo arcilloso	no	CFE	13,7	-1,50	180,00
<i>Kallistova et al. (2005)</i>	Khmet'evo,	espesor de 30-60 cm arena/arcilla		CFE	0,02	-0,04	0,36
<i>Börjesson & Svensson</i>	Hökhuvud, Sverige	espesor de 18-80 cm arena		CFE	18	-0,60	269,00
<i>Maurice & Lagerkvist (2003)</i>	Luleå, Sweden	espesor de 120 cm suelo limoso	no	CFE	0,01-7,7	-0,30	18,40
<i>Boeckx et al. (1996)</i>	Schoten, (1996) Belgium	espesor de 30 cm suelo indiferenciado	no	CFE	0,35	<0,04	2,00
<i>Bogner et al. (1997a)</i>	Mallard Lake landfill, Illinois, USA	espesor de 25-150 cm de arcilla limosa	si	CFE	238,9	-5,90	914,30
<i>Börjesson et al. (2000)</i>	Falköpning, Sweden	espesor de 40 cm	si	CFE	-6,81E-03	-4,07E-03	-4,33E-02
<i>Scheutz et al. (2003)</i>	Lapouyade, France	espesor de 40 cm de marga sobre	si	CFE	-1,05E-02	-6,67E-04	-9,19E-02
		40 cm arena gruesa	si	CFE	42,6	-0,17	977,00
<i>Scheutz et al. (2008)</i>	Grand Landes, France	40 cm arena gruesa	si	CFE	2	-0,01	10,00
		30 cm de suelo sobre 70 cm arcilla	si	CFE	37,8		49,90
<i>Christophersen et al. (2001)</i>	Skellingsted, Denamrk	30 cm de suelo sobre 70 cm arcilla	si	CFE	-0,001	-2,50	29,00
		30 cm de suelo sobre 70 cm arcilla sobre membrana HPDE	si	CFE	-0,0001	-2,20	-0,20
<i>Barlaz et al. (2004)</i>	Outer Loop, Louisville, KY, USA	junto a vrtedero	no	CFE	<0,2-9,6		72,50
<i>Ishigaki et al. (2008)</i>	Tay Mo, Hanoi, Vietnam	Cubierta de suelo	si	CFE		<0	>15
	Nam Son (phase 1), Hanoi, Vietnam	Cubierta de compost	si	CFE		-1,73	1,33
	Nam Son (cell 4), Hanoi, Vietnam	Sin cubierta diaria	no	CFE	4,5	-2,90	29,80
	Nam Son (cell 4), Hanoi, Vietnam	Con cubierta diaria	si	CFE	23,1	-0,90	154,20
<i>Humer & Lechner (2002, 2001b, c)</i>	Vertedero RSU St.Pölten Baja Austria	90 cm de compost sobre 30 cm de grava	si	TF	123,4	-5,80	791,50
		90 cm de compost sobre 30 cm de grava	si	TF	0-0,3	-0,50	2,10
		40 cm compost	si	TF	0-1,9	-3,30	5,60
		60 cm de cubierta sin cubierta (referencia)	si	TF	27,3-725,2	0,30	1181,00

Tabla 1.8. Medidas de emisiones (modificado de Scheutz et al., 2009). CFE Cámara de flujo estática, TF Túnel de flujo, TE Tasa de emisión

9. Controles activos del gas de vertedero.

El elemento más definatorio de este tipo de instalaciones son los pozos de extracción, estos pueden ser horizontales o verticales siendo estos últimos los más frecuentes. El sistema de purga de condensados suele considerarse como otro de los elementos fundamentales del sistema.

Pruebas de bombeo en pozos de extracción

Supone la instalación de varios pozos de extracción temporales (y que pasarán a permanentes en caso de que el sistema de desgasificación llegue a implantarse). Su número dependerá de las dimensiones y profundidades del vertedero en cuestión (normalmente de 4 a 8) y, evidentemente, el coste es elevado por lo que sólo suele recurrirse a esta inversión cuando se espera que la explotación a gran escala sea viable. Sirve fundamentalmente para definir los parámetros técnicos de la futura instalación, esto es, número definitivo de sondeos, distancia entre los mismos, cantidad y calidad del gas a extraer y de los condensados, grado de depresión a aplicar. Proporciona una valiosa información relativa a los caudales y calidades esperadas del gas a extraer, pero no informa acerca de las emisiones que se producen. Más adelante se habla de estas pruebas y de los conceptos de radio de influencia, características de los sondeos...En esencia los ensayos de bombeo buscan encontrar un equilibrio en el flujo del biogás extraído y su calidad. En condiciones estáticas, sin producir depresión en los sondeos, el biogás al ser más ligero que el aire, tiende a salir por la parte superior del vertedero migrando a favor de las líneas de menor resistencia, al aplicar una depresión se consigue extraer el gas de forma activa midiéndose la calidad del biogás (la concentración en metano). A medida que progresa la extracción, esa concentración en metano tenderá a descender debiéndose entonces reducir el flujo hasta encontrar un equilibrio entre caudal extraído y calidad del biogás para el uso elegido (Bogner et al., 1997, Scharff et al., 2005, Martín González, S., 1997).

En los sistemas de pozos de extracción verticales los pozos se distribuyen dejando un radio de influencia fijo que debe solaparse, este se calcula mediante ensayos de campo y frecuentemente se ajusta según la intensidad de la aspiración (esto es más flexible que un ajuste inicial invariable, y se puede acomodar al descenso progresivo de la calidad del gas en el vertedero).

La formación de biogás en el vertedero es un proceso constante que va aumentando la sobrepresión en el interior del mismo de forma tal que, el biogás tiende a salir por la zona más permeable, normalmente la superficie. La perforación de sondeos crea caminos preferenciales de escape del gas. Si se aplica una ligera depresión en cada sondeo será

posible la extracción controlada del gas (hasta unos pocos milibares normalmente, si la depresión resulta excesiva, provocará la entrada de oxígeno al sondeo). Una vez conectados los distintos sondeos a las conducciones correspondientes podrá evacuarse/conducirse el gas hacia las instalaciones de aprovechamiento/incineración.

La intensidad de la depresión a que se somete cada sondeo viene limitada por la entrada de aire al mismo, de ahí que esta deba ser poco intensa y que se tenga que repartir por todo el volumen de vertedero (si no fuese así, bastaría con un único sondeo centrado en el depósito al que se aplicase una fuerte depresión, como señala Martín González, S., (1997)). Este mismo autor señala la necesidad de definir la llamada *depresión objetivo* o *depresión óptima* que será aquella que aplicada en cada sondeo permita recuperar un valor aproximadamente constante de concentración de metano y oxígeno con interés económico (es decir, con suficiente poder calorífico que permita su aprovechamiento energético), y que dependerá de la calidad de la impermeabilización superficial del vertedero, de la tasa de generación de gas en el mismo y de las características de la captación del biogás.

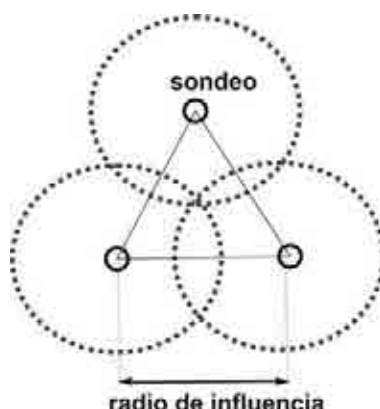


Figura: 1.10. Red de captación de biogás y radio de influencia del sondeo. Modificado de Martín González (1997)

Esa depresión óptima definirá, asimismo el radio o zona de influencia de cada sondeo. Si definimos una malla isométrica, los pozos se situarán en sus vértices y el Radio de Influencia será la distancia entre un vértice del triángulo equilátero definido por tres sondeos y su centro geométrico (Gendebien et al., 1992) (figura 1.10). Si definimos la citada zona como el volumen de vertedero sujeto a depresión, esta tendrá forma cilíndrica siendo su eje el eje del sondeo. Su radio vendrá definido por el contorno a partir del cual no existe depresión (es decir, donde la presión se iguala al cero relativo, no existiendo depresión y tampoco sobrepresión relativa). No obstante aquellas zonas sometidas a depresión, crearán asimismo un gradiente de presiones (negativas) que, a su vez, actuará atrayendo el gas hasta que dicha diferencia de presiones se iguale. El resultado final será una forma cónica o troncocónica más que cilíndrica para la zona de influencia, con el radio menor más cercano a

la superficie (sin sobrepresión) debido a la influencia de esta, y el radio mayor en el fondo del vertedero.

La forma de la zona de influencia será cónica si no existe depresión (pozo o sondeo en venteo) y troncocónica si se crea depresión, en este caso a través del área definida por el radio de influencia se producirá entrada de aire al vertedero. En el primer caso el radio de influencia coincidirá con el radio del sondeo. En ambos casos, en los puntos fuera del círculo definido por el radio de influencia la sobrepresión relativa del gas hará que existan emisiones a la atmósfera. (Figura 1.11 a y b).

Cuando la red de sondeos se encuentra definida (figura 1.11 c) las zonas de influencia serán cilíndricas cuando la separación entre sondeos coincida con el radio de influencia. (Martín González, S., 1997).

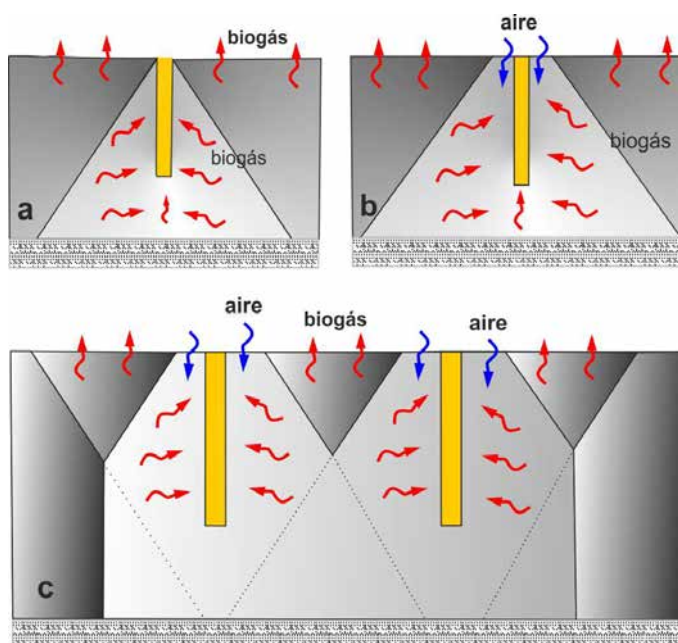


Figura 1.11. a- Pozo en venteo, b- extracción forzada, c-Red de captación de biogás y zona de influencia. Modificado de Martín González (1997)

Como se ha comentado, el diseño y explotación de la red se basa en un compromiso entre caudal bombeado y calidad o concentración en metano del gas extraído. En la práctica suelen realizarse ensayos de bombeo (o bombeos de ensayo) que permiten determinar la depresión óptima para la extracción del biogás, como el denominado Ensayo de Caudal Aire/Caudal Gas desarrollado por Martín González (1997), aunque debe de tenerse en cuenta que este no es un valor fijo sino que varía a lo largo de la vida de la instalación. Frecuentemente esas variaciones tienen una periodicidad de horas o días. El diseño óptimo de la red de sondeos puede realizarse determinando la existencia de emisiones o fugas en

torno a los sondeos ya existentes, como se verá la utilización de herramientas geoestadísticas permiten optimizar la eficiencia del diseño final.

Como norma, suelen adoptarse distancias entre sondeos de entre 30 y 36 m para vertederos sellados sin geosintéticos, y de 46-60 para los que sí cuentan con este elemento en su impermeabilización superficial (Tchobanoglous, 2002). Otros autores consideran que el espaciado suele situarse entre 16 y 60 m (Gendebien at al, 1992) siendo el radio de influencia más común de 20 m (Martín González, S.,1997, Environment Agency, 2004)) No debe olvidarse que la entrada de aire, y por tanto, de oxígeno inhibirá la producción de metano al afectar a las bacterias productoras y, además, puede desencadenar episodios de combustión espontánea que acaben con fuegos internos en el seno del vertedero, hecho este especialmente frecuente en los vertederos de alta densidad sin cubriciones periódicas. Si el contenido en oxígeno supera el 10% se correrá un serio riesgo de provocar una explosión.

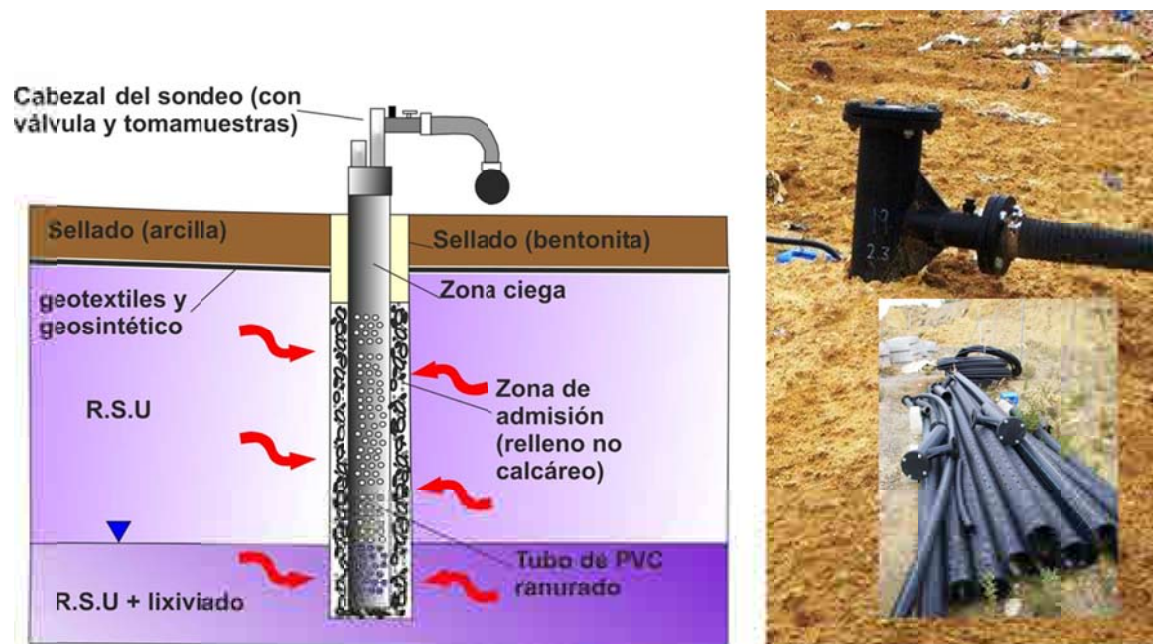


Figura 1.12. Sondeo de captación de Biogás (sin escala), tubo perforado con redondos y aspecto exterior.

Normalmente los sondeos suelen ejecutarse en zonas ya selladas del vertedero si este está activo. En el caso de vertederos inactivos suelen realizarse como parte del programa de mantenimiento postclausura (que, recordemos, tiene una duración de al menos 30 años, de acuerdo con la normativa) al objeto de evitar en lo posible las emisiones del biogás a la atmósfera, evitar posibles migraciones si no existe impermeabilización de fondo o si esta no ofrece suficientes garantías y, si existen posibilidades, su aprovechamiento energético. Normalmente se trata de sondeos de pocas pulgadas (de 4 a 6 pulgadas, es decir de 100 a 160 mm, aunque los más frecuentes son, en España, los de

160/180 mm) normalmente de PE (polietileno de alta densidad) o PVC (cloruro de polivinilo) perforado con redondos o ranurado salvo en los metros iniciales en los que se mantiene ciego (figura 1.12). Suelen insertarse en el interior de perforaciones de 400 a 1000 mm de diámetro, el espacio entre el tubo de captación y el sondeo suele rellenarse de grava que actuará como zona de admisión del gas o cualquier otro material que, siendo inalterable, permita la creación de una buena zona de admisión del fluido (neumáticos troceados por ejemplo). Los metros superiores se rellenan con bentonita o arcilla compactada para lograr la impermeabilización del sistema y, salvo excepciones, suele perforarse hasta alcanzar el 80% de la potencia total de residuos en ese punto. La perforación se realiza con brocas helicoidales de gran diámetro similares a las empleadas en geotecnia/obra civil para evitar el riesgo de explosiones.

Las depresiones que se aplican varían ampliamente en función del espesor, características de la impermeabilización, tasa de generación de gas y otros factores, y suelen ser desde unos pocos milibares hasta poco más de 70/80 mbar. En algunos vertederos estas aspiraciones acaban por saturar el sondeo de lixiviados que deben de ser bombeados para proseguir en condiciones óptimas con la extracción de gas de vertedero.

Una alternativa a los sondeos verticales son los sistemas de extracción horizontal. Normalmente se trata de zanjas rellenas de material drenante con las características ya mencionadas (suele tratarse de grava silíceas) en cuyo seno se incluye una tubería perforada que actúa como sonda de extracción de forma similar al drenaje de lixiviados en el fondo de un vaso de vertido. Se construyen a diferentes profundidades y con diferentes espaciados en función de las características del vertedero y del sistema de explotación empleado.

Otro de los elementos indispensables en los sistemas de extracción de gas lo constituye la gestión de condensados (figura 1.13). Se forman cuando el gas de vertedero (normalmente por encima de los 30/40°C y con un grado de humedad relativa muy próximo al 100%) se enfría en la red de distribución condensando agua. Se emplean trampas de condensación aprovechando o creando pequeñas diferencias de cota. Cada vez con más frecuencia se aprovecha el pandeo de las tuberías de conducción para colocar purgas en los puntos bajos. Pueden formarse asimismo en el cabezal de los pozos de extracción lo que obliga al control de agua/lixiviados en los mismos para mantener la eficiencia del sistema. Los condensados suelen ser corrosivos por lo que las instalaciones de recolección o de recirculación (al sistema de tratamiento de lixiviados, a recirculación en vertedero o a planta de tratamiento) deben prever las consecuencias ambientales y de seguridad correspondientes.



Figura 1.13. Conducciones elevadas sobre el terreno (HDPE) y purgas en cada comba de las tuberías, (detalle en esquina superior derecha), a fondo Estación de regulación.



Figura 1.14. Antorcha y trampa para condensados previa a la conexión con grupo generados de energía.

10. Métodos pasivos de Control del Gas de Vertedero

Se basan en la presunción de que disminuyendo la sobrepresión del gas en el interior del vertedero se evitará/disminuirá la posible migración del gas. Normalmente se instalan sobre vertederos ya sellados atravesando el sistema de impermeabilización o cubierta superficial mediante un dispositivo similar al utilizado en los sistemas activos (figuras 1.15 y 1.16). En las zonas activas de vertederos en explotación suelen recurrirse al recrecimiento progresivo de chimeneas de desgasificación que son utilizadas como pozos de venteo mientras se está explotando esa zona del vertedero. También se utilizan las llamadas geodrenes formando parte del sistema de sellado del vertedero, aunque normalmente estos dispositivos suelen ser complementarios a los pozos de venteo arriba mencionados.



Figura 1.15. Chimeneas de desgasificación (pozos de venteo) en vertedero sellado.



Figura 1.16. Diferentes tipos de pozos/chimeneas de venteo

Cuando existe revegetación de la superficie final del vertedero y sistema de venteo, suele observarse stress o deterioro de la vegetación que pone en evidencia la poca efectividad de este tipo de dispositivos. Si la concentración en metano es suficiente suelen conectarse a antorchas (manuales o automatizadas) que, por regla general, no logran eliminar el problema de los olores o la emisión de compuestos volátiles (figura 1.17).



Figura 1.17. Grupo Generador de energía (combustión interna) de 1.4 MW y varios modelos de antorchas.

En definitiva las antorchas producen la oxidación mediante tratamiento térmico del biogás consumiendo el metano y los volátiles y generando CO_2/CO , SO_2 y NO_x fundamentalmente. Desde el punto de vista de la normativa sectorial, este tipo de instalaciones están sujetas a una serie de requerimientos específicos (temperatura, tiempo de residencia, control de temperatura y de llama, alarmas...) que superan los objetivos de este trabajo.

Una vez extraído el biogás, suele enfriarse, comprimirse y, en algunos casos, recalentarse de forma tal que se pierdan algunos volátiles (que se incorporan a los condensados) antes de su utilización para generación de energía. Los siloxanos suelen ser los compuestos más dañinos para la maquinaria, se trata de compuestos de sílice que sometidos a altas temperaturas dan lugar a sílice microcristalina que actúa como abrasivo en el interior del motor, además aumentan la tendencia a la detonación y disminuyen el volumen de la cámara de combustión. Proceden de la fermentación de siliconas y otros compuestos. Su aparición obliga a efectuar análisis periódicos del aceite del motor para detectar la presencia de silicio antes de que se produzcan daños, con el consiguiente coste. El H_2S (causante de serios problemas de corrosión) puede eliminarse mediante sistemas de

adsorción y filtrado, y sus efectos paliarse controlando la temperatura de combustión. Los sistemas de tratamiento más completos permiten eliminar el CO₂ aumentando el poder calorífico del biogás, al ser este inerte y reducir el poder calorífico del biogás (que normalmente es del orden de 15-21 MJ/m³). Dichos tratamientos pueden incluir procesos de adsorción, absorción (zeolitas), filtrado y separación mediante membranas y tamizados a nivel molecular para los elementos traza. Estos tratamientos suelen ser bastante caros de instalar y mantener (Schweigkofler, M. y Niessner, R.; 2001).

El aprovechamiento final del biogás se centra en la producción de calor (hornos o calderas), de energía o como combustible para usos diversos. La última opción se encuentra más en fase experimental que en fase de explotación comercial, y la utilización de calderas u hornos requiere de demanda cercana a la fuente, lo que suele ser poco frecuente aun siendo la alternativa económicamente más rentable. La utilización más extendida es la generación de energía eléctrica mediante motores de combustión interna (o, con menor frecuencia, mediante turbinas o microturbinas). Se trata de motores con funcionamiento a gas, de 8 hasta 20 (incluso 24) cilindros y capaces de generar una gama de potencias muy alta (desde 300/500 KW hasta 1.8/3 MW) adaptándose a un elevado número de sistemas de explotación. Una de las mayores ventajas de este sistema es que una vez producida la energía eléctrica, se transforma y se incorpora a la red local de distribución de energía eléctrica.

Anexo II. Capítulo IV

Estadísticos Básicos Vaso V4 Valsequillo

referencia	CH422	CH423	CH427	CH417	CH4m	CO223	CO227	CO217	CO2m
Media	68,09	63,54	56,73	55,58	58,62	39,64	39,08	39,71	39,65
Varianza	26,90	198,80	96,14	95,89	83,37	15,14	2,85	7,06	2,06
Desviacion Std	5,19	14,10	9,81	9,79	9,13	3,89	1,69	2,66	1,43
Coef. Variación	7,62	22,19	17,28	17,62	15,58	9,82	4,32	6,69	3,62
Asimetría	2,29	-2,48	1,07	0,95	-0,30	-3,92	-0,62	3,23	-0,25
Curtosis	7,18	9,54	3,89	4,89	5,49	21,21	2,92	18,30	4,26
Minimo	62,80	26,50	38,40	33,10	28,77	19,55	34,90	35,85	35,80
0,25	65,30	62,38	50,60	50,53	55,20	39,45	37,98	38,45	38,77
Media	66,80	67,45	53,53	53,45	57,33	40,15	39,45	39,95	39,90
0,75	67,80	69,60	60,38	60,05	63,39	40,85	40,30	40,18	40,50
Maximo	84,60	80,80	83,75	84,95	82,12	45,15	42,20	53,10	43,72
referencia	t22	t23	t27	t17	tm	r23	r27	r17	rm
Media	57,55	52,54	50,32	51,26	52,92	1,65	1,45	1,40	1,31
Varianza	84,67	133,58	59,13	44,48	50,39	0,04	0,07	0,05	0,01
Desviacion Std	9,20	11,56	7,69	6,67	7,10	0,21	0,26	0,22	0,11
Coef. Variación	15,99	22,00	15,28	13,01	13,41	12,55	17,66	15,92	8,41
Asimetría	-1,00	0,01	0,31	0,68	0,30	-1,32	1,09	0,66	0,04
Curtosis	2,88	2,14	3,52	3,52	2,62	6,18	3,85	4,81	4,25
Minimo	35,60	30,70	33,20	37,15	41,21	0,89	1,01	0,84	1,01
0,25	51,85	42,98	46,95	48,05	48,20	1,56	1,25	1,26	1,26
Media	60,75	52,75	49,05	49,28	52,18	1,69	1,41	1,35	1,30
0,75	64,80	60,58	52,30	52,45	57,34	1,76	1,57	1,50	1,38
Maximo	67,40	74,00	68,00	68,20	68,64	2,00	2,17	2,07	1,62

Tabla 2.1. Estadísticos elementales para las variables contenido en metano, dióxido de carbono, temperatura y relación CH₄/CO₂ medidos en sondeos para las tres fechas de muestreo y para el valor promedio (t-temperatura, r - CH₄/ CO₂, CH₄ - CH₄ (v/v), CO₂ - CO₂ (v/v), ens - espesor zona no saturada (m), nl - nivel lixiviado (m), 22-22.10.2009, 23 -23.03.2010, 27-27.04.2010, 17-17.05.2010, m -promedio).

Estadísticos Básicos Vaso V4 Valsequillo

referencia	nl22	nl23	nl27	nl17	nlm	ens22	ens23	ens27	ens17	ensm
Media	498,13	498,68	498,94	498,63	498,60	7,87	7,32	7,06	7,37	7,25
Varianza	9,30	8,30	8,44	7,07	6,79	2,91	5,22	6,15	4,45	4,79
Desviacion Std	3,05	2,88	2,91	2,66	2,61	1,71	2,28	2,48	2,11	2,19
Coef. Variación	0,61	0,58	0,58	0,53	0,52	21,68	31,20	35,11	28,63	30,18
Asimetría	-0,21	-0,15	-0,28	-0,52	-0,42	-0,01	-0,47	-0,38	-0,07	-0,25
Curtosis	2,81	2,76	2,84	2,73	2,94	1,94	2,52	2,08	2,05	2,15
Minimo	491,25	491,85	491,85	491,85	491,89	5,00	1,80	2,10	3,40	2,43
0,25	496,00	496,80	497,48	497,00	496,89	6,38	5,30	4,90	5,38	5,53
Media	497,88	498,88	499,30	499,05	498,79	8,00	7,45	7,15	7,30	7,17
0,75	500,00	500,35	500,75	500,45	500,29	9,00	9,10	9,08	9,00	9,04
Maximo	504,25	503,70	504,20	502,50	503,01	11,00	11,20	11,00	11,00	11,07

referencia	CO22	CO23	CO27	CO17	COm	H ₂ S22	H ₂ S23	H ₂ S27	H ₂ S17	H ₂ Sm	ph
Media	32,61	119,21	0,37	32,61	46,20	57,50	64,08	13,62	14,32	30,67	7,13
Varianza	10752,96	27871,10	3,79	10752,96	5523,54	11000,69	9380,99	1446,24	1840,34	1607,09	1,52
Desviacion Std	103,70	166,95	1,95	103,70	74,32	104,88	96,86	38,03	42,90	40,09	1,23
Coef. Variación	3,18	1,40	5,29	3,18	1,61	1,82	1,51	2,79	3,00	1,31	0,17
Asimetría	3,75	1,15	6,07	3,75	2,47	1,92	2,49	3,28	4,53	1,74	0,47
Curtosis	13,48	-0,15	37,19	13,48	6,73	3,18	6,44	10,26	22,84	2,43	-0,48
Minimo	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	5,00
0,25	0,00	0,00	0,00	0,00	0,25	0,00	0,50	0,00	0,00	2,00	6,00
Media	0,00	14,00	0,00	0,00	14,50	1,47	33,50	0,00	0,00	14,75	7,00
0,75	3,00	269,50	0,00	3,00	79,75	93,50	83,50	2,50	4,00	35,17	8,00
Maximo	454,50	490,00	12,00	454,50	330,38	326,00	431,50	160,00	243,00	149,50	10,00

Tabla 2.2. Estadísticos elementales para las variables contenido en nivel del lixiviado, espesor no saturado, monóxido de carbono, H₂S y pH medidos en sondeos para las tres fechas de muestreo y para el valor promedio (ens - espesor zona no saturada, (m), nl - nivel lixiviado, (m), CO- Monóxido de Carbono (ppm), H₂S - A. Sulhídrico, 22-22.10.2009, 23 -23.03.2010, 27- 27.04.2010, 17-17.05.2010, m - promedio).

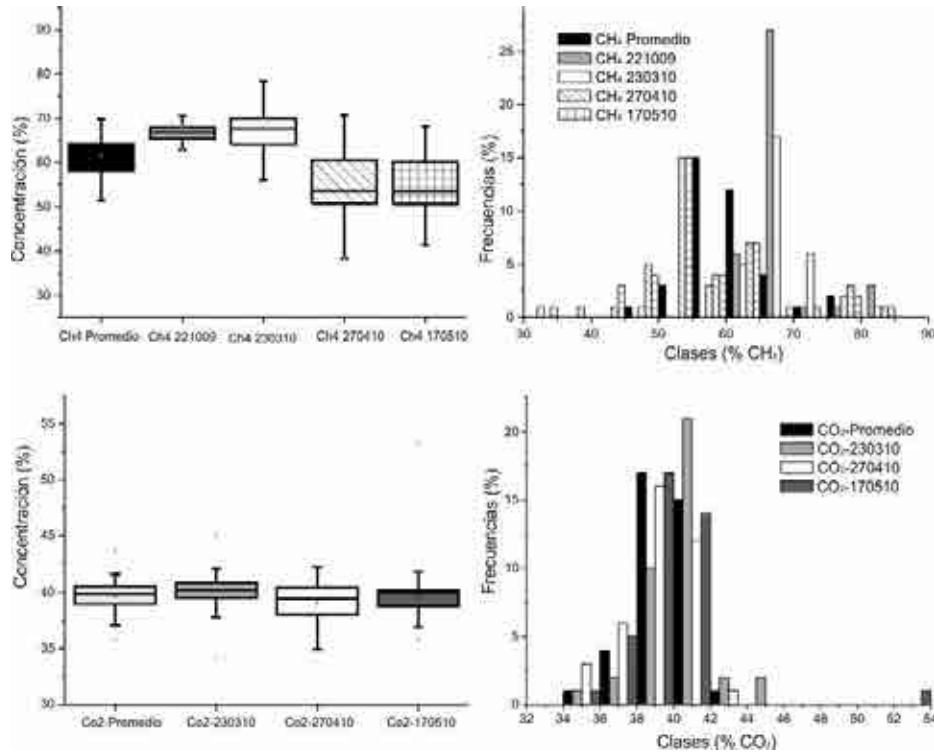


Figura 2.1. Estadísticos elementales (diagramas de caja e histogramas) para las variables contenido en metano y dióxido de carbono medidos en sondeos para las tres fechas de muestreo y para el valor promedio.

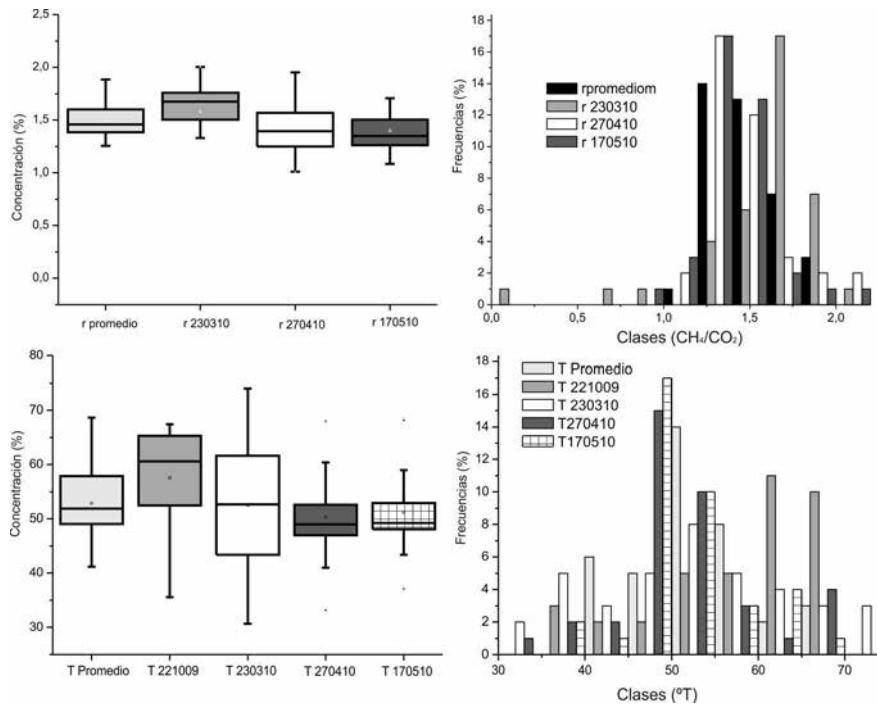


Figura 2.2. Estadísticos elementales (diagramas de caja e histogramas) para las variables temperatura y relación CH_4/CO_2 medidos en sondeos para las tres fechas de muestreo y para el valor promedio.

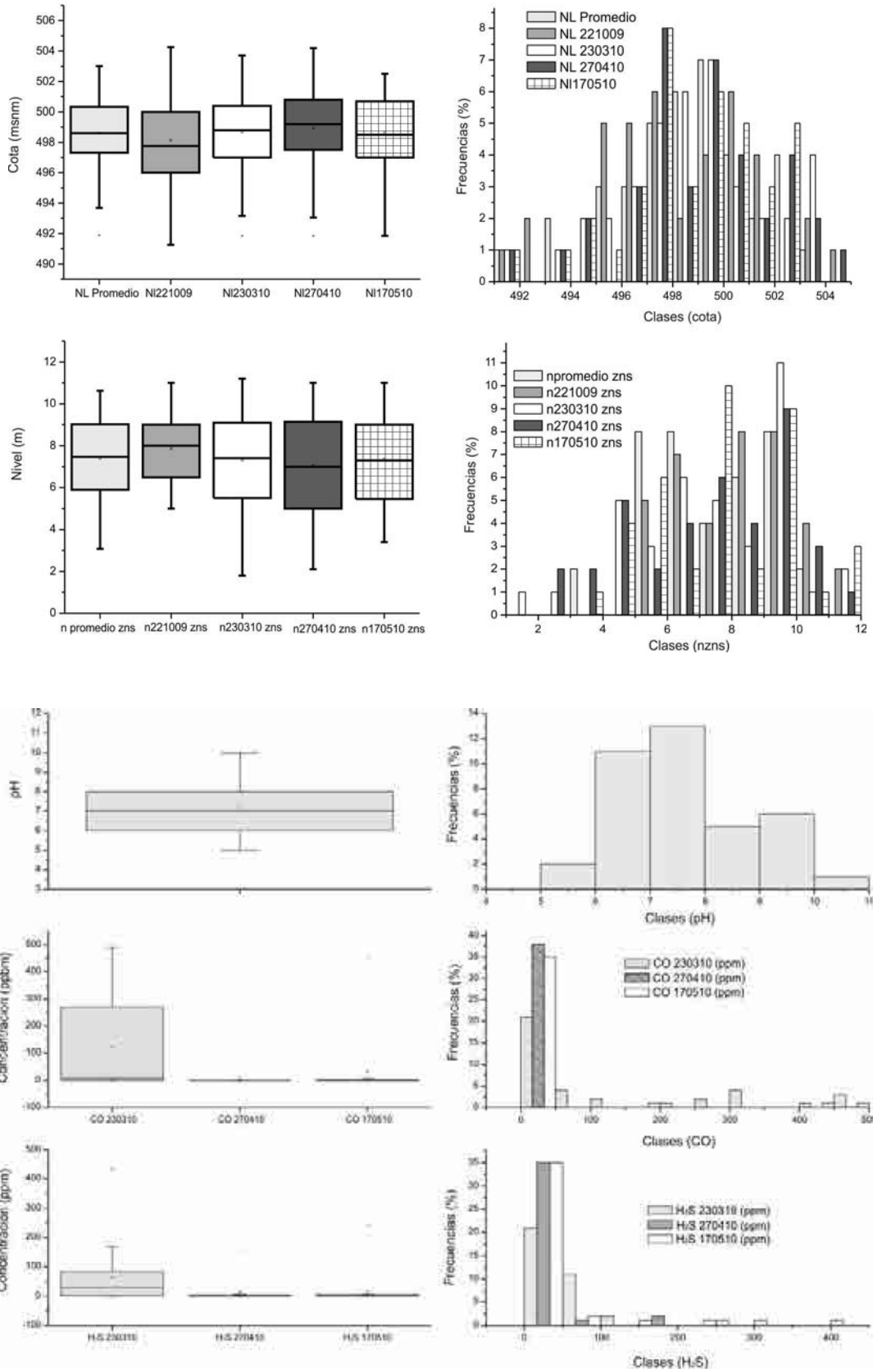


Figura 2.3. Estadísticos elementales (diagramas de caja e histogramas) para las variables contenido en nivel del lixiviado, espesor no saturado, monóxido de carbono, H₂S y pH medidos en sondeos para las tres fechas de muestreo y para el valor promedio.

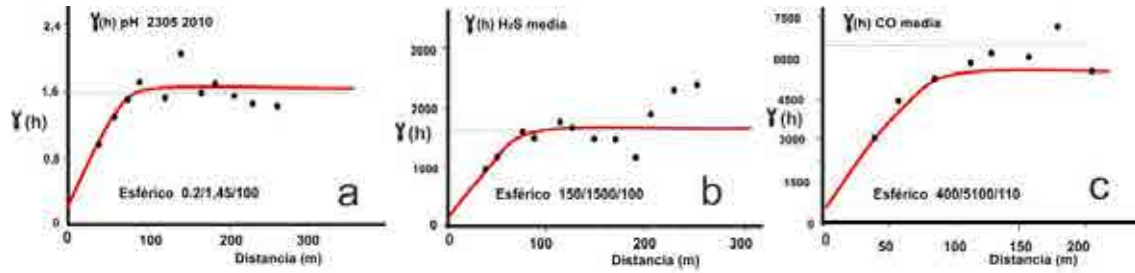


Figura 2.4. Variogramas experimentales y modelos ajustados para las variables pH (a), H₂S (b) y CO (c) (valores promedio). La línea continua gris representa la varianza, la roja el modelo escogido.

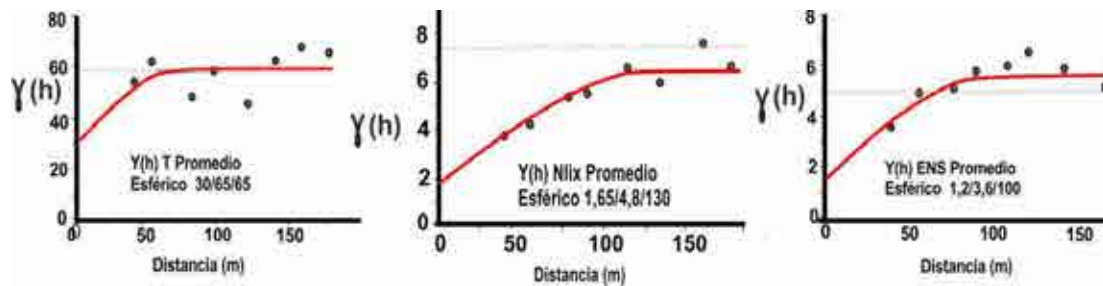


Figura 2.5. Variogramas experimentales y modelos ajustados para las variables temperatura, nivel de lixiviado y espesor seco (valores promedio). La línea continua gris representa la varianza, la roja el modelo escogido.

cortes	Co	tipo Variograma	C	A
54,49	0,00	esférico	0,72	57,40
		exponencial	0,59	395,05
56,12	0,00	exponencial	0,11	90,39
		exponencial	1,32	225,45
59,90	0,00	esférico	1,26	106,00
63,12	0,00	esférico	1,26	106,00

Tabla 2.3. Variogramas ajustados automáticamente para la aplicación de krigeage de indicatrices a la variable contenido en metano. Co-Efecto pepita, C-Meseta, A-Alcance (Goovaerts, 2009, Pardo-Iguzquiza y Dowd, 2005).

KO	mse	msse	me	rss	mae
ch ₄ m	30,96	0,86	0,13	1176,47	3,98
ch ₄ 22	13,50	0,57	0,47	499,56	2,82
ch ₄ 23	29,39	0,87	0,45	999,47	3,89
ch ₄ 27	47,07	0,77	0,68	1741,60	5,55
ch ₄ 17	54,39	0,65	1,56	1958,21	5,52
co ₂ m	13,83	0,59	0,65	511,67	3,23
co ₂ 23	1,75	0,85	0,06	59,81	0,99
co ₂ 27	1,94	1,10	0,08	71,82	1,17
co ₂ 17	64,59	0,72	0,98	2390,06	5,48
t m	51,27	0,81	1,03	1897,02	5,93
t 22	84,60	0,89	1,14	3130,41	4,28
t 23	29,73	0,72	0,80	1100,27	7,88
t 27	50,25	0,85	0,94	1859,44	5,95
t 17	38,97	0,97	0,62	1442,02	5,24
pH	0,81	0,72	0,05	29,90	0,75
CO m	2580,00	0,82	6,02	95486,00	38,61
H ₂ S m	1064,00	0,97	2,54	39375,00	25,76

KO	mse	msse	me	rss	mae
nlv m	3,80	0,91	0,16	140,44	1,72
nlv 22	2,55	1,01	0,04	94,60	1,32
nlv 23	2,94	0,83	0,17	108,94	1,53
nlv 27	5,33	0,87	0,21	197,25	2,01
nlv 17	4,11	0,88	0,18	152,18	1,80
r m	0,00	1,02	0,01	0,18	0,06
r 23	0,02	0,92	0,01	0,96	0,12
r 27	0,04	1,24	0,02	1,45	0,16
r 17	0,04	0,77	0,03	1,38	0,14
ens m	2,96	0,83	0,13	109,70	1,53
ens 22	1,92	1,15	0,09	71,33	1,21
ens 23	2,61	0,91	0,13	96,57	1,40
ens 27	4,83	0,95	0,15	178,77	1,87
ens 17	2,99	0,83	0,12	110,70	1,56

Leyenda

mse – error cuadrático medio (mean square error)
me - error medio de estimación (mean error)
mae – error absoluto medio (mean absolute error)
rss – suma de errores medios cuadráticos (residual square sum)
msse – error cuadrático medio standarizado (mean square standar error)
KO- Krigeage Ordinario
KI – Krigeage de Indicatrices
FAIK- Funciones Aleatorias Intrínsecas de Orden K

KI	mae	msse	me
ch ₄ m	3,72	0,72	0,36
ch ₄ 22	2,92	1,32	0,11
ch ₄ 23	3,85	0,95	0,03
ch ₄ 27	5,69	0,74	0,32
ch ₄ 17	5,61	1,03	0,54
co m	41,70	0,96	1,34
H ₂ S m	26,56	1,46	-1,90
Faik	mse	msse	me
co m	164,83	1,31	-12,83
H ₂ S m	442,52	1,48	21,04

Tabla 2.4. Estadísticos representativos del proceso de validación cruzada para las diferentes metodologías (KO – krigeage ordinario, FAIK – Funciones Aleatorias Intrínsecas de Orden K) empleadas y para las tres fechas de muestreo más el promedio de estas.

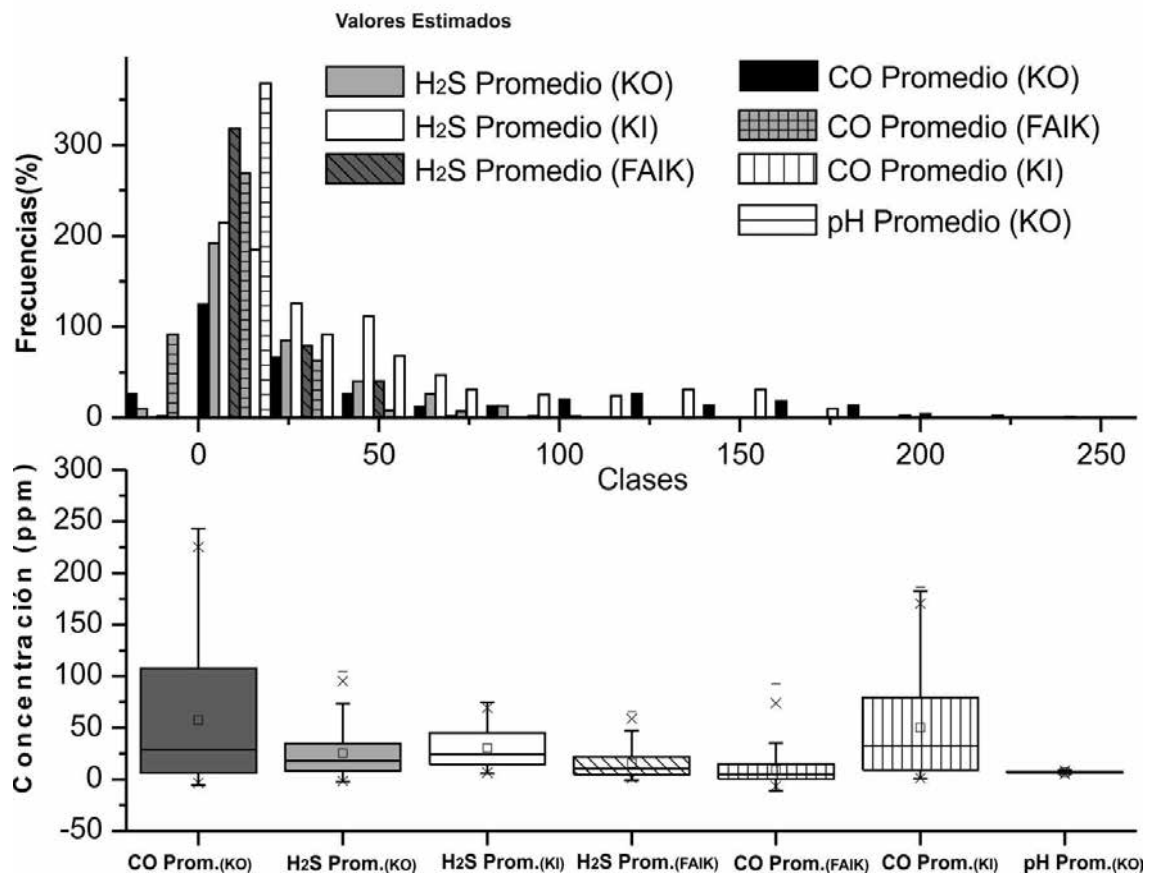


Figura 2.6. Estadísticos elementales (diagramas de caja e histogramas) para los valores estimados mediante diferentes técnicas (KO- kriging ordinario, KI-kriging de indicatrices, FAIK- funciones aleatorias de orden k) para las variables H₂S y CO y pH. Valores promedio.

Estadísticos Básicos Vaso V4 Valsequillo Estimaciones

referencia	CH422	CH423	CH427	CH417	CH4m	CO223	CO227	CO217	CO2m
Media	68,44	67,24	58,72	58,02	61,01	40,14	39,31	40,13	39,81
Varianza	23,67	21,83	55,94	48,35	46,82	1,80	1,64	3,45	1,54
Desviacion Std	4,87	4,67	7,48	6,95	6,84	1,34	1,28	1,86	1,24
Coef. Variación	0,07	0,07	0,13	0,12	0,11	0,03	0,03	0,05	0,03
Asimetría	1,47	-0,39	0,80	0,91	0,52	-0,92	-0,71	1,84	-0,46
Curtosis	1,15	0,07	-0,02	0,45	0,07	1,90	-0,20	5,54	0,89
Minimo	63,24	52,28	43,96	45,30	44,77	35,48	35,91	37,08	35,90
0,25	65,23	64,37	53,56	53,28	56,60	39,89	38,52	39,14	39,20
Media	66,34	67,28	57,29	56,87	60,28	40,35	39,66	40,04	39,99
0,75	70,11	70,57	61,94	60,46	64,04	40,78	40,27	40,51	40,48
Maximo	83,59	77,44	78,84	79,72	80,59	43,90	41,65	49,64	43,31

referencia	t22	t23	t27	t17	tm	r23	r27	r17	rm
Media	61,13	54,95	51,37	51,87	52,51	1,68	1,50	1,44	1,33
Varianza	27,89	55,98	22,67	17,44	16,27	0,02	0,07	0,02	0,01
Desviacion Std	5,28	7,48	4,76	4,18	4,03	0,13	0,26	0,15	0,08
Coef. Variación	0,09	0,14	0,09	0,08	0,08	0,08	0,17	0,10	0,06
Asimetría	-1,37	-0,46	0,02	0,54	-0,09	-0,01	0,88	0,74	0,56
Curtosis	1,37	-0,56	-0,02	-0,31	-0,78	-0,41	0,13	0,42	-0,17
Minimo	41,87	35,14	38,83	44,01	44,25	1,27	1,13	1,19	1,16
0,25	58,90	50,08	48,60	48,80	49,29	1,58	1,32	1,35	1,27
Media	62,86	55,82	50,80	51,07	52,93	1,68	1,45	1,43	1,32
0,75	65,13	61,03	54,50	54,56	55,46	1,77	1,60	1,52	1,38
Maximo	67,17	68,40	62,99	62,37	61,35	1,96	2,18	1,92	1,54

Tabla 2.5. Estadísticos representativos de los resultados de las estimaciones realizadas para los tres muestreos llevados a cabo, incluyendo el promedio de los tres para las variables CH₄, CO₂ y CH₄/CO₂ mediante krigeage ordinario (tomado como referencia), (t-temperatura, r - CH₄/CO₂, CH₄ - CH₄ (v/v), CO₂ - CO₂ (v/v), ens - espesor zona no saturada (m), nl - nivel lixiviado (m), 22-22.10.2009, 23 -23.03.2010, 27- 27.04.2010, 17-17.05.2010, m -promedio).

Estadísticos Básicos Vaso V4 Valsequillo Estimaciones										
referencia	nl22	nl23	nl27	nl17	nlm	ens22	ens23	ens27	ens17	ensm
Media	498,31	498,53	498,89	498,60	498,69	7,93	7,70	7,31	7,58	7,53
Varianza	4,77	3,34	2,30	1,57	2,51	1,43	2,32	1,55	1,87	1,62
Desviación Std	2,18	1,83	1,52	1,25	1,58	1,20	1,52	1,24	1,37	1,27
Coef. Variación	0,0044	0,0037	0,0030	0,0025	0,0032	0,15	0,20	0,17	0,18	0,17
Asimetría	-0,09	-0,39	-0,61	-0,58	-0,47	0,06	-0,36	0,02	0,26	0,11
Curtosis	-0,86	-0,09	0,35	0,14	0,22	-1,06	-0,14	-0,54	-0,39	-0,31
Minimo	492,81	493,61	494,47	495,16	494,13	5,68	3,11	4,27	4,66	4,10
0,25	496,83	497,53	498,22	497,98	497,95	6,80	6,74	6,40	6,57	6,63
Media	498,00	498,63	498,98	498,73	498,81	8,05	7,78	7,32	7,55	7,50
0,75	500,41	499,67	499,86	499,40	499,62	8,81	8,86	8,16	8,37	8,37
Maximo	503,30	502,13	501,80	500,96	501,88	10,44	11,01	10,14	10,84	10,54

referencia	COm KO	Com Faik	Com KI	H2Sm KO	H2sm Faik	H2sm KI	ph KO
Media	57,51	9,68	50,29	25,51	15,75	30,34	6,84
Varianza	3980,10	205,82	2437,86	547,18	211,38	339,05	0,75
Desviación Std	63,09	14,35	49,37	23,39	14,54	18,41	0,87
Coef. Variación	1,10	1,48	0,98	0,92	0,92	0,61	0,13
Asimetría	1,01	2,39	0,99	1,29	1,32	0,57	0,36
Curtosis	-0,22	7,85	-0,22	0,97	0,93	-0,99	-0,60
Minimo	-5,77	-11,20	1,02	-2,50	-0,87	5,67	5,28
0,25	6,54	0,48	8,95	8,35	4,72	14,46	6,19
Media	28,87	4,81	32,62	18,11	10,31	24,48	6,76
0,75	107,98	14,80	79,52	35,21	21,82	45,22	7,43
Maximo	243,13	92,93	186,53	104,30	65,55	74,58	9,19

Tabla 2.6. Estadísticos representativos de los resultados de las estimaciones realizadas para los tres muestreos llevados a cabo, incluyendo el promedio de los tres para las variables nivel de lixiviado, espesor seco H₂S y CO mediante krigeage ordinario (tomado como referencia), (ens - espesor zona no saturada, (m), nl - nivel lixiviado, (m), CO- Monóxido de Carbono (ppm), H₂S - A. Sulfhídrico, 22-22.10.2009, 23 -23.03.2010, 27- 27.04.2010, 17-17.05.2010, m - promedio).

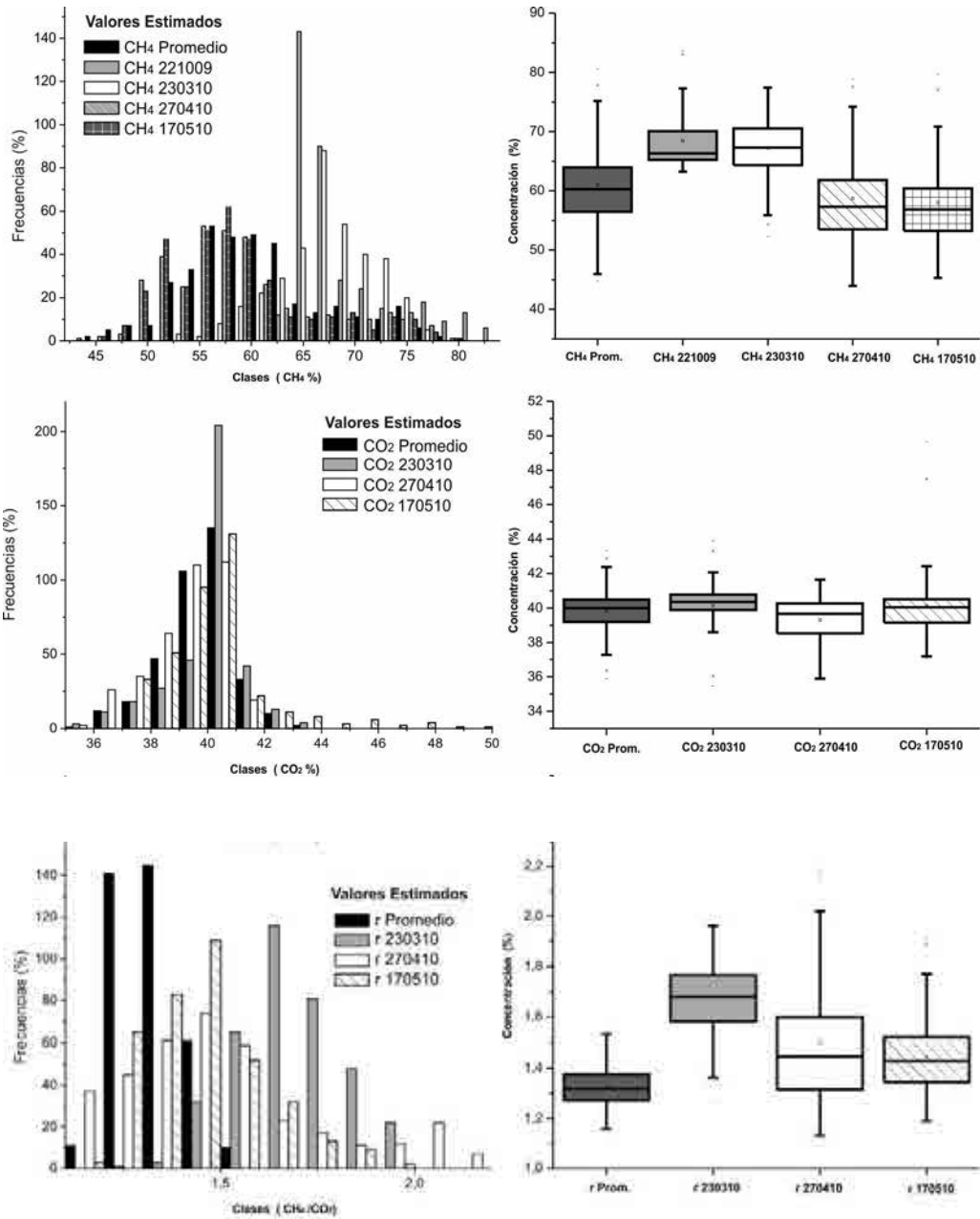


Figura 2.7. Estadísticos elementales (diagramas de caja e histogramas) para los valores estimados de CH₄, CO₂ y CH₄/CO₂ para las tres fechas de muestreo.

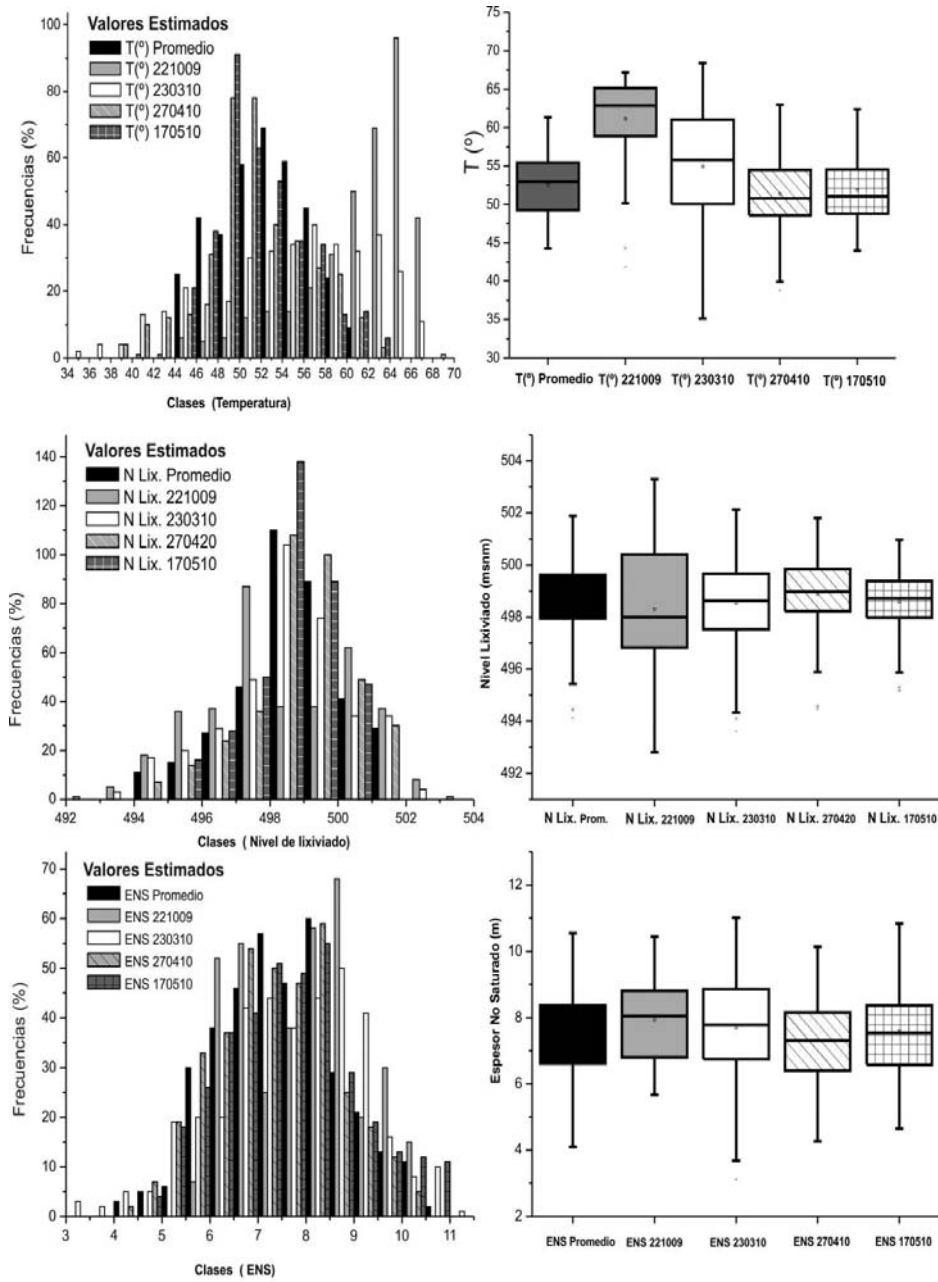


Figura 2.8. Estadísticos elementales (diagramas de caja e histogramas) para los valores estimados de ens - espesor zona no saturada, (m), nl - nivel lixiviado y t -temperatura (°) para las tres fechas de muestreo

Estadísticos Básicos Vaso V4 Valsequillo Flujos medidos en sondeos				
referencia	FmCH ₄	F23CH ₄	F27CH ₄	F17CH ₄
Media	0,37	0,24	0,26	0,61
Desviacion Std	1,50	3,23	1,42	2,10
Varianza	2,26	10,45	2,02	4,40
Asimetría	0,32	0,20	0,51	3,11
Curtosis	0,03	-0,56	1,44	14,28
Coef. Variación	4,08	13,60	5,50	3,43
Minimo	-2,68	-6,25	-2,68	-1,79
0,25	-0,89	-1,79	-0,89	-0,89
Media	0,30	-0,89	0,00	0,89
0,75	1,29	2,80	0,89	0,89
Maximo	4,17	7,14	4,46	10,71
referencia	FmCO ₂	F23CO ₂	F27CO ₂	F17CO ₂
Media	3,22	1,99	3,89	3,77
Desviacion Std	8,85	16,33	11,84	12,13
Varianza	78,39	266,57	140,23	147,04
Asimetría	0,32	0,13	1,58	0,86
Curtosis	0,34	-0,46	2,81	3,14
Coef. Variación	2,75	8,19	3,05	3,22
Minimo	-18,35	-27,00	-19,63	-28,04
0,25	-3,27	-9,82	0,00	-2,46
Media	2,46	0,00	0,00	2,46
0,75	7,37	12,28	4,91	4,91
Maximo	22,79	36,83	36,99	39,29
referencia	FmBiogas	F23Biogas	F27Biogas	F17Biogas
Media	3,59	2,23	4,14	4,38
Desviacion Std	9,15	16,76	11,98	12,45
Varianza	83,69	280,99	143,64	155,07
Asimetría	0,44	0,21	1,73	1,10
Curtosis	0,16	-0,44	3,09	2,76
Coef. Variación	2,55	7,51	2,89	2,84
Minimo	-16,52	-29,90	-18,74	-25,36
0,25	-3,13	-8,48	0,00	-1,56
Media	3,27	0,67	0,78	3,24
0,75	8,89	13,39	4,02	5,80
Maximo	24,68	37,72	37,88	38,39

Estadísticos Básicos Vaso V4 Valsequillo Flujos Estimados (KO) a partir de los medidos en sondeos				
referencia	FmCH ₄	F23CH ₄	F27CH ₄	F17CH ₄
Media	0,41	0,50	0,14	0,52
Desviacion Std	0,87	2,25	0,95	0,93
Varianza	0,76	5,07	0,91	0,87
Asimetría	0,04	0,04	-0,16	1,07
Curtosis	-0,72	-0,70	0,39	4,17
Coef. Variación	2,13	4,51	6,97	1,80
Minimo	-1,73	-5,01	-2,46	-1,55
0,25	-0,24	-1,16	-0,35	-0,07
Media	0,40	0,37	0,18	0,53
0,75	1,03	2,33	0,63	0,95
Maximo	2,39	6,05	3,04	5,92
referencia	FmCO ₂	F23CO ₂	F27CO ₂	F17CO ₂
Media	2,23	1,14	1,54	3,46
Desviacion Std	5,87	11,23	7,10	8,88
Varianza	34,42	126,13	50,42	78,81
Asimetría	0,15	0,26	0,52	0,52
Curtosis	-0,58	-0,64	1,04	1,25
Coef. Variación	2,63	9,87	4,60	2,56
Minimo	-12,48	-23,18	-17,72	-21,61
0,25	-2,09	-7,73	-1,91	-1,72
Media	1,75	0,32	0,61	1,69
0,75	6,66	9,47	4,80	8,34
Maximo	14,92	28,67	26,25	35,54
referencia	FmBiogas	F23Biogas	F27Biogas	F17Biogas
Media	2,54	1,66	1,80	4,01
Desviacion Std	6,33	11,76	6,76	8,52
Varianza	40,10	138,31	45,65	72,58
Asimetría	0,11	0,09	0,79	0,65
Curtosis	-0,80	-0,85	1,58	1,32
Coef. Variación	2,50	7,07	3,75	2,12
Minimo	-12,30	-21,90	-16,85	-19,39
0,25	-2,24	-7,15	-1,24	-1,03
Media	1,87	0,84	0,54	2,25
0,75	7,78	10,92	4,09	8,02
Maximo	17,39	28,26	27,17	35,05

Tabla 2.7. Estadísticos representativos de los tres muestreos llevados a cabo incluyendo el promedio de los tres, así como de los resultados de las estimaciones realizadas mediante krigeage ordinario (tomado como referencia), (FM- Promedio de flujo de las tres fechas (mgr/m²/s), FXX- flujo medido en cada fecha 23.03.2010, 27.04.2010 y 17.05.2010).

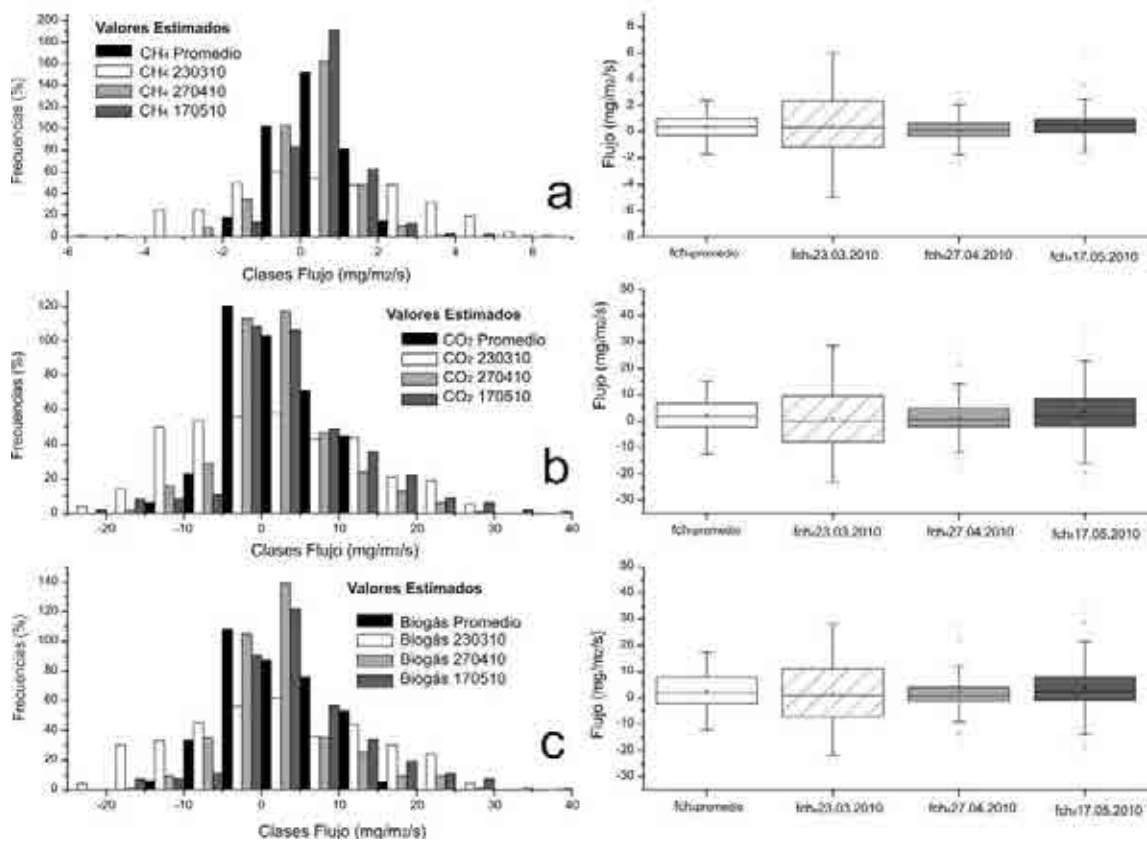


Figura 2.9. Estadísticos elementales (diagramas de caja e histogramas) para los flujos medidos directamente en sondeos para las tres fechas de muestreo y para el valor promedio (a – metano, b –dióxido y c –biogás).

KO	MSE	MSSE	ME	FAIK	MSE	MSSE	ME
fm ch4	82,05	1,09	-0,13	fm ch4	56,70	2,02	0,11
fm co2	122,96	1,27	-0,01	fm co2	33,17	1,60	-0,10
fm biogas	206,37	1,44	-0,27	fm biogas	74,50	2,73	0,06
f23 ch4	740,86	1,19	-0,35	f23 ch4	8,28	1,24	-0,23
f23 co2	547,55	1,45	0,48	f23 co2	84,38	2,05	-0,05
f23 biogas	1117,19	1,35	-0,23	f23 biogas	106,24	2,13	-0,13
f27 ch4	2,17	1,08	-0,02	f27 ch4	3,93	1,44	-0,02
f27 co2	157,87	1,32	-0,59	f27 co2	63,00	1,91	0,05
f27 biogas	166,22	1,17	-0,73	f27 biogas	78,14	1,89	0,02
f17 ch4	5,94	1,32	-0,02	f17 ch4	4,76	1,49	0,00
f17 co2	160,64	1,31	-0,03	f17 co2	50,44	3,20	0,02
f17 biogas	158,72	1,05	-0,14	f17 biogas	74,40	3,16	-0,02

Tabla 2.10. Estadísticos representativos (ME, error medio, MSSE, error cuadrático medio estandarizado, MSE error cuadrático medio) del proceso de validación cruzada para las diferentes metodologías (KO – krigeage ordinario, FAIK – Funciones Aleatorias Intrínsecas de Orden K) empleadas y para las tres fechas de muestreo más el promedio de estas.

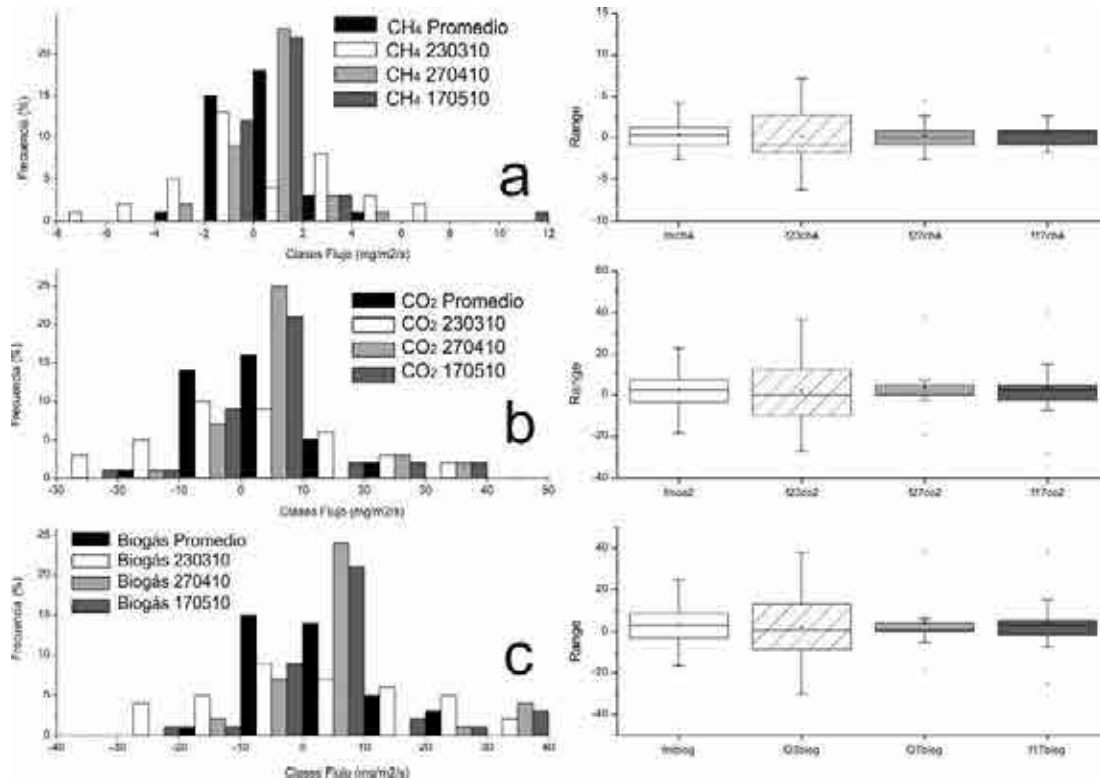


Figura 2.10. Estadísticos elementales (diagramas de caja e histogramas) para las emisiones estimadas a partir de los flujos medidos directamente en sondeos para las tres fechas de muestreo y para el valor promedio (estimación mediante krigage ordinario, usado como referencia, a – metano, b –dióxido y c –biogás).

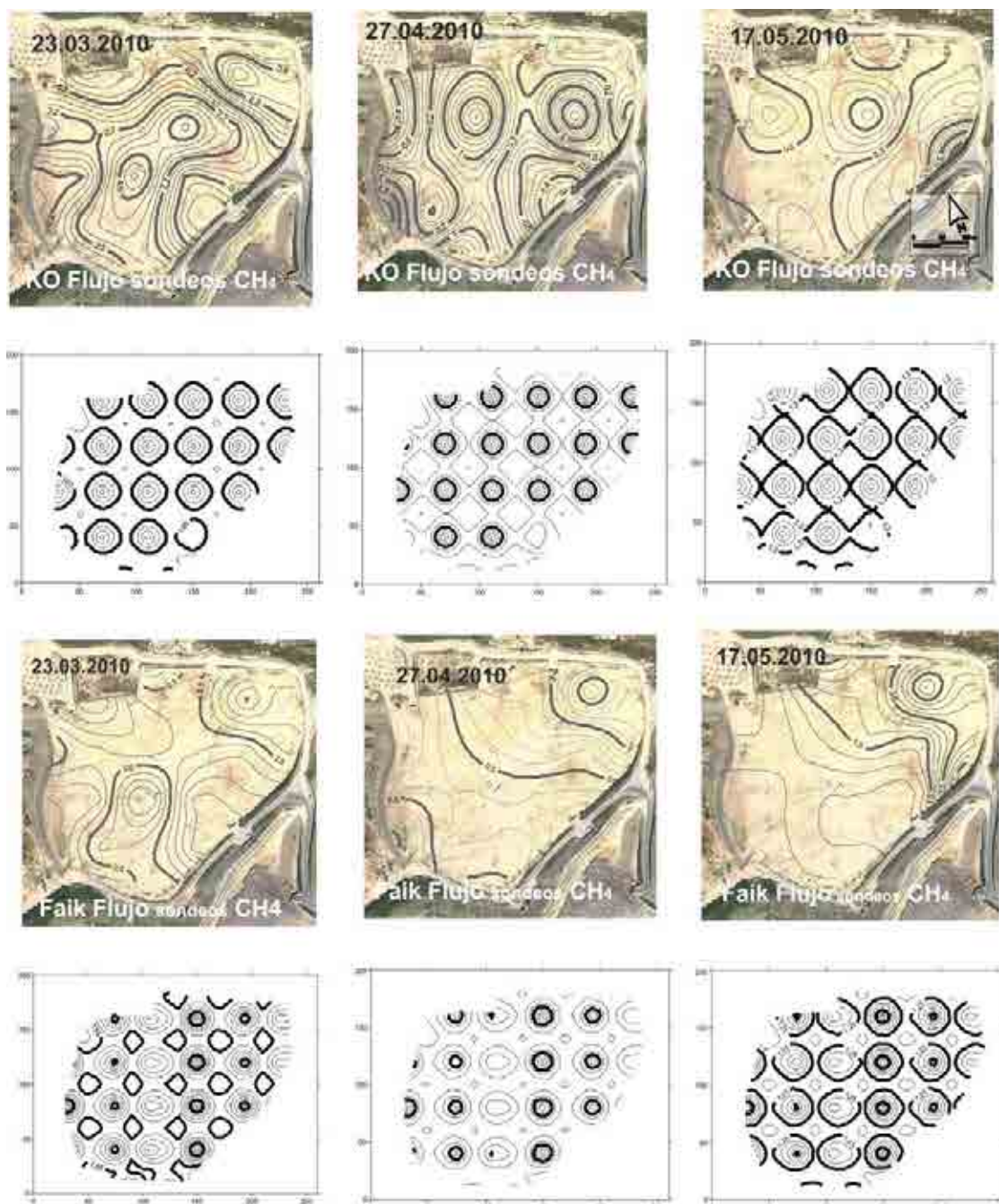


Figura 2.11. Cartografía de valores estimados mediante Funciones Aleatorias de Orden K y Krigeage Ordinario para la variable metano para las tres campañas. Los mapas inferiores muestran la incertidumbre de las estimaciones (mapas de desviación estándar), (valores en $\text{mgr m}^2 \text{s}$). Ambas técnicas de estimación parecen proporcionar valores muy similares para el muestreo de 23.03.2010 apreciándose más diferencias entre los resultados obtenidos para las otras fechas de muestreo.

Características del muestreo mediante cámaras de flujo.

La existencia de zonas con mayores densidades de puntos de burbujeo (productivos o no) así como la existencia de cárcavas y zonas de arrollada pueden haber inducido de forma no voluntaria en la elección de las ubicaciones de las cámaras de flujo. Al objeto de comprobar la aleatoriedad de dichas ubicaciones se realizó un análisis de

patrones de ubicación. Inicialmente una distribución de puntos deberá cumplir la hipótesis nula para poder ser considerada resultado de un proceso de Poisson, esto es, los puntos deberán estar uniformemente distribuidos, de forma aleatoria y de forma independiente unos de otros (sin que la ubicación de uno influya en los otros); para comprobar esto puede utilizarse el parámetro R

$$R = \frac{d}{\mu} = \frac{2d}{\sqrt{a/n}}$$

siendo d la distancia media entre puntos cercanos, al área dy n el número de puntos.

Tradicionalmente la distribución de Poisson tiene $r \approx 1$. Para las tres fechas de muestreo se cumple esta condición, en la figura se muestra el ejemplo correspondiente a muestreo de 17.01.12 con $r=1,08$, determinado mediante el software PAST (Hammer, 2011), la distancia media es de 14,2. Si calculamos la distancia entre cada dos pares de números y realizamos el histograma de estos valores veremos que se ajusta perfectamente a una distribución normal lo que indica la aleatoriedad de las ubicaciones utilizadas.

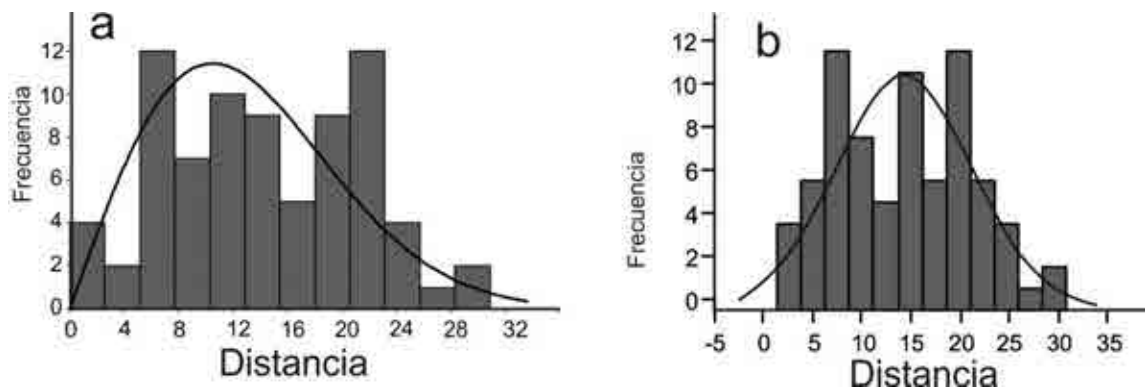


Figura 2.12. a- Análisis de puntos más cercanos (Nearest Neighbour analysis), se obtuvo $r= 1,08$, correspondiente a una distribución de Poisson. b- Histograma de la distancia entre puntos, se aprecia claramente la forma de “campana de Gauss”.

Además de lo anterior puede realizarse sendos análisis de densidad de puntos y alineación de los mismos de forma tal que su comparación con la ubicación de los llamados puntos calientes revele la existencia o no de algún patrón de aparición por agrupación o por linealidad debida a la existencia de zonas de circulación preferentes que se manifiesten en superficie con alineaciones.

Para el primer caso se aplicó una función de tipo Kernel de la forma

$$f(x, y) = \frac{1}{\pi r^2} \sum_i e^{-\frac{1}{2r^2}[(x-x_i)^2+(y-y_i)^2]}$$

siendo r el factor de escala o radio.

Para detectar las alineaciones entre puntos se utilizó el método del sector continuo (Hammer, 2009). Los resultados se muestran en las figuras 2.12 y 2.13, los mapas de densidad y de alineaciones realizadas utilizando $r = 20$ m (radio de influencia de los sondeos de desgasificación) y $r = 40$ m (distancia entre sondeos) no permiten ni alineación ni detectar relación alguna entre los puntos calientes y las zonas de máximo agrupamiento o en las que se detectan alineaciones.

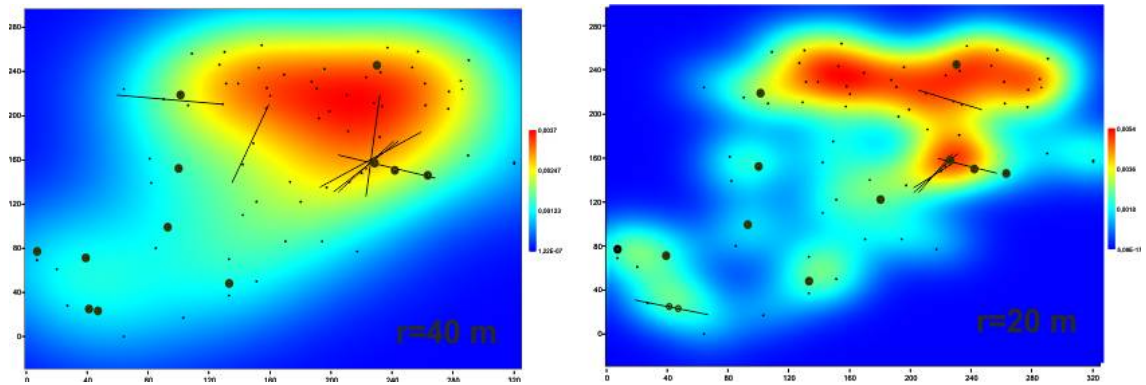


Figura 2.13. Estimación de densidades (método de Kernel) y de alineamiento de puntos (método del sector continuo de Hammer) para las ubicaciones de las cámaras de flujo (muestreo de 17.01.12) $r = 40$ y 20 m. Puntos rodeados de círculo: "Puntos calientes"

Estadísticos Básicos Vaso V4 Valsequillo Cámaras de Flujo (s)				Estadísticos Básicos Vaso V4 Valsequillo Cámaras de Flujo (c)				Estadísticos Básicos Vaso V4 Valsequillo Cámaras de Flujo (Valores estimados KO)				
17.03.2011	FCH ₄	FCO ₂	FBIogas	17.03.2011	FCH ₄ c	FCO ₂	FBIogas	17.03.2011	FCH ₄ s	FCH ₄ c	FCO ₂	FBIogas
Media	0,10	0,11	0,21	Media	3,31	3,53	6,84	Media	-0,03	2,72	-0,11	-0,16
Desviación Std	1,08	1,37	2,13	Desviación Std	11,79	13,06	23,44	Desviación Std	0,67	6,93	0,67	1,02
Varianza	1,16	1,89	4,53	Varianza	139,02	170,46	549,22	Varianza	0,45	48,07	0,45	1,04
Asimetría	0,15	-0,68	0,33	Asimetría	4,43	3,77	3,86	Asimetría	0,01	3,86	-0,74	-0,27
Curtosis	6,03	7,38	5,57	Curtosis	22,94	15,56	16,10	Curtosis	5,40	19,09	5,87	7,08
Coef. Variación	10,67	12,42	10,06	Coef. Variación	3,56	3,70	3,43	Coef. Variación	-23,03	2,55	-6,37	-6,26
Minimo	-3,71	-5,70	-7,19	Minimo	-8,12	-20,30	-28,42	Minimo	-2,93	-5,62	-3,15	-5,65
0,25	0,00	0,00	0,00	0,25	0,00	0,00	0,00	0,25	-0,19	-0,21	-0,14	-0,39
Media	0,00	0,00	0,00	Media	0,00	0,00	0,00	Media	0,00	0,70	0,00	-0,06
0,75	0,00	0,00	0,00	0,75	0,35	0,00	1,07	0,75	0,10	3,18	0,04	0,13
Maximo	4,03	3,97	8,00	Maximo	77,72	73,95	126,28	Maximo	2,97	55,30	2,60	5,00
17.01.2012	FCH ₄	FCO ₂	FBIogas	17.01.2012	FCH ₄	FCO ₂	FBIogas	17.01.2012	FCH ₄ s	FCH ₄ c	FCO ₂	FBIogas
Media	0,59	1,21	1,80	Media	7,59	14,87	22,46	Media	1,31	12,06	3,15	4,45
Desviación Std	1,50	2,12	3,11	Desviación Std	18,52	31,14	46,17	Desviación Std	1,22	8,85	1,55	2,29
Varianza	2,25	4,51	9,66	Varianza	343,14	969,83	2131,73	Varianza	1,50	78,39	2,42	5,25
Asimetría	2,60	1,31	1,65	Asimetría	3,35	2,75	2,43	Asimetría	0,98	2,49	-0,33	0,12
Curtosis	7,24	-0,06	1,72	Curtosis	11,98	7,58	5,10	Curtosis	0,51	10,39	-1,13	-0,52
Coef. Variación	2,54	1,75	1,72	Coef. Variación	2,44	2,09	2,06	Coef. Variación	0,93	0,73	0,49	0,52
Minimo	-1,65	0,00	0,00	Minimo	-1,65	0,00	0,00	Minimo	-1,06	-1,04	-0,12	-0,16
0,25	0,00	0,00	0,00	0,25	0,00	0,00	0,00	0,25	0,44	6,65	1,78	2,66
Media	0,00	0,00	0,00	Media	0,00	0,00	0,00	Media	1,04	10,32	3,52	4,65
0,75	0,00	2,28	3,52	0,75	4,12	11,37	18,55	0,75	1,89	15,06	4,44	5,81
Maximo	6,67	5,70	11,45	Maximo	101,50	149,06	196,06	Maximo	5,21	75,91	5,75	10,16
22.03.2012	FCH ₄	FCO ₂	FBIogas	22.03.2012	FCH ₄	FCO ₂	FBIogas	22.03.2012	FCH ₄ s	FCH ₄ c	FCO ₂	FBIogas
Media	0,52	0,87	1,39	Media	2,11	3,06	5,17	Media	1,05	2,99	1,57	2,60
Desviación Std	1,18	2,43	3,01	Desviación Std	6,47	9,33	15,04	Desviación Std	0,69	3,87	1,79	2,07
Varianza	1,39	5,92	9,04	Varianza	41,82	87,01	226,13	Varianza	0,48	14,94	3,20	4,30
Asimetría	2,29	1,81	2,31	Asimetría	4,23	4,02	4,22	Asimetría	0,86	2,38	0,36	0,67
Curtosis	7,57	5,47	5,77	Curtosis	19,11	17,35	18,87	Curtosis	3,08	7,73	0,13	0,33
Coef. Variación	2,25	2,80	2,16	Coef. Variación	3,06	3,05	2,91	Coef. Variación	0,66	1,29	1,14	0,80
Minimo	-2,03	-5,70	-3,63	Minimo	-2,03	-5,70	-3,63	Minimo	-1,10	-1,42	-4,72	-2,85
0,25	0,00	0,00	0,00	0,25	0,00	0,00	0,00	0,25	0,54	0,51	0,29	1,21
Media	0,00	0,00	0,00	Media	0,00	0,00	0,00	Media	1,01	1,84	1,15	2,12
0,75	0,41	0,00	2,07	0,75	1,24	0,00	2,61	0,75	1,48	3,98	2,84	3,85
Maximo	6,06	11,37	13,02	Maximo	39,15	54,69	83,69	Maximo	4,83	28,17	7,55	9,51

Tabla 2.11. Estadísticos representativos de los tres muestreos llevados a cabo con y sin valores extremos, así como de los resultados de las estimaciones realizadas mediante krigage ordinario (tomado como referencia).

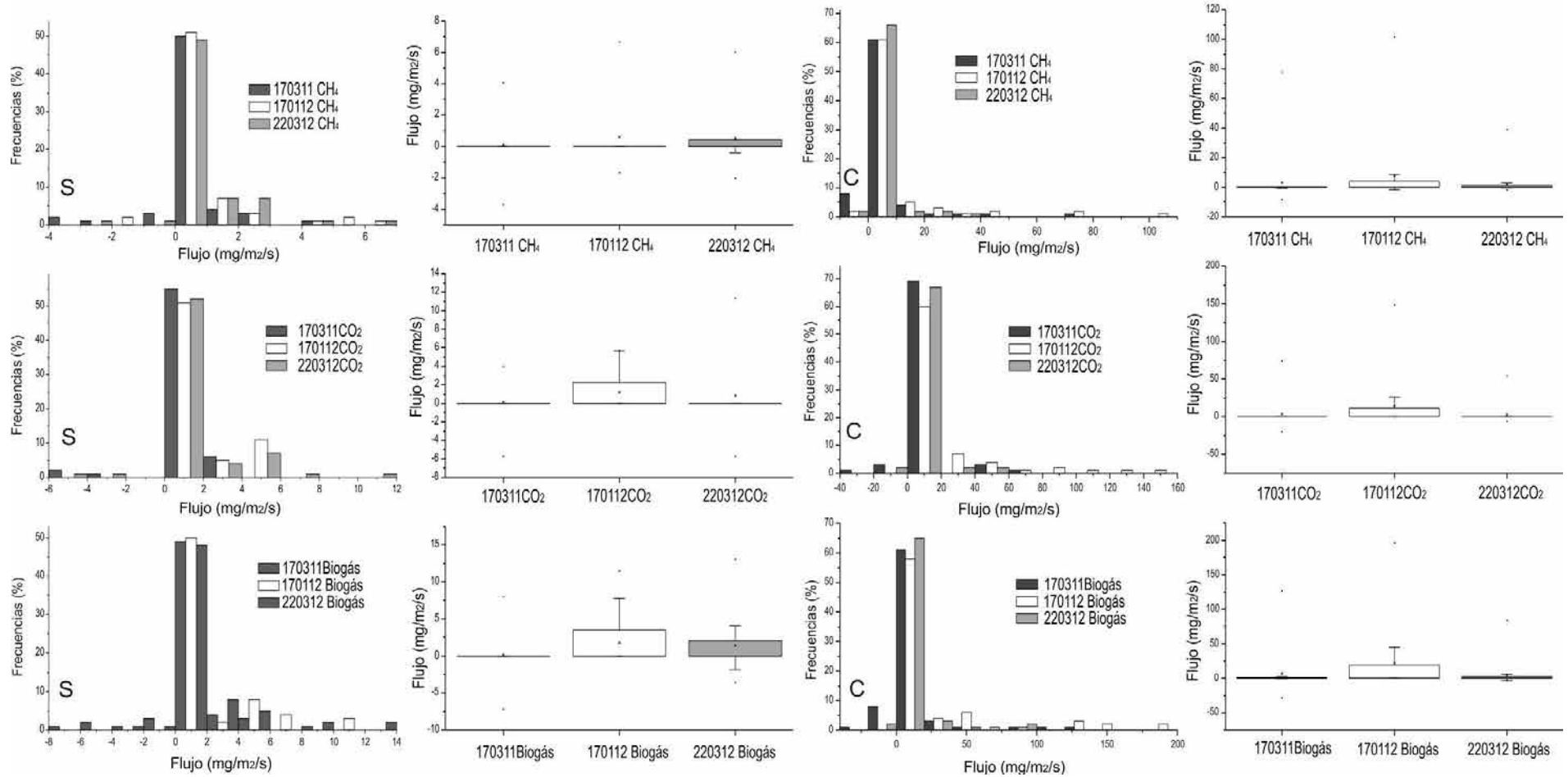


Figura 2.14. Estadísticos representativos de los tres muestreos llevados a cabo con (C) y sin (S) valores extremos, así como de los resultados de las estimaciones realizadas mediante krigage ordinario (tomado como referencia)

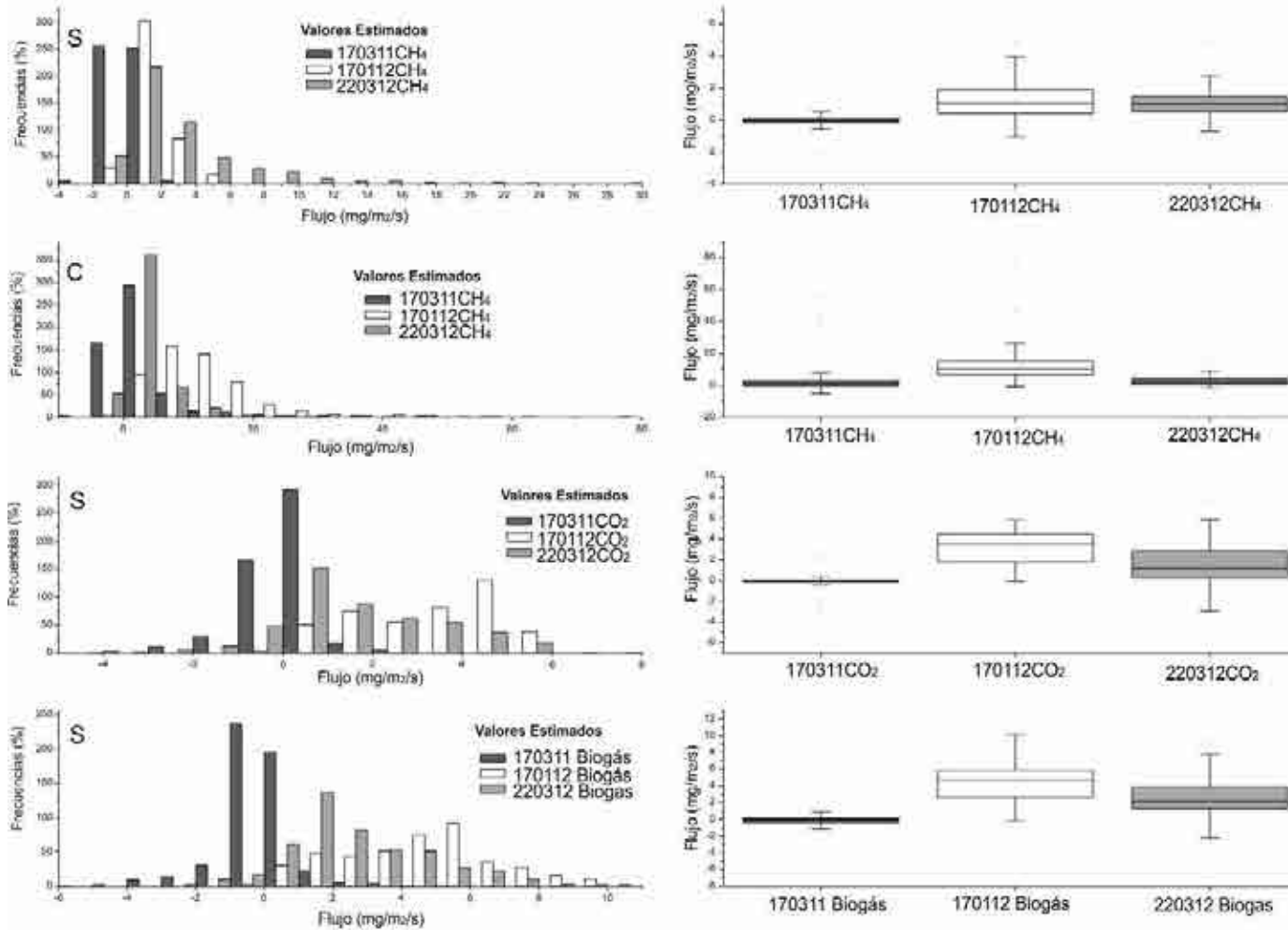


Figura 2.15. Estadísticos elementales (diagramas de caja e histogramas) para las emisiones estimadas a partir de las medidas mediante cámaras de flujo para las tres fechas de muestreo sin incluir los valores extremos (valores en mgr m² s)

	KO/KLO	mse		msse		me		rss		mae	
cf170311	CH ₄ s	1,35	0,10	2,35	2,26	0,06	86,31	6,39	0,72	0,17	
	CH ₄ c	234,31	0,80	3,09	8,48	0,20	17807,61	60,65	7,67	0,52	
	CO ₂	2,31		2,34		0,04	147,83		0,82		
	Biogás	5,54		1,97		0,11	354,63		1,44		
cf170112	CH ₄ s	3,22	0,16	5,19	3,20	0,02	196,67	9,98	1,04	0,25	
	CH ₄ c	441,76	1,33	2,23	2,73	0,67	34015,38	102,55	11,98	0,79	
	CO ₂	2,90		2,36		0,01	177,10		1,05		
	Biogás	9,67		4,57		0,03	589,67		1,91		
cf220312	CH ₄ s	1,13	0,00	1,63	0,08	0,00	75,50	0,13	0,49	2,51	
	CH ₄ c	58,45	0,36	4,36	4,79	-0,28	4266,59	26,63	3,37	0,35	
	CO ₂	0,05		10,54		1,55	3,68		5,09		
	Biogás	0,05		14,89		1,94	3,29		4,62		

Tabla 2.12. Estadísticos representativos (ME, error medio, MSSE, error cuadrático medio estandarizado, MSE error cuadrático medio, RSS, suma de errores medios cuadráticos, MAE, error absoluto medio) del proceso de validación cruzada para las estimaciones mediante krigeage ordinario (KO) y krigeage Lognormal (KLO) y para las tres fechas de muestreo.

	FAIK/KI	mse/mae		msse		me	
cf170311	CH ₄ s	7,40	0,59	1,51	1,56	0,10	0,07
	CH ₄ c	8,07	5,80	1,26	5,34	0,10	-2,24
	CO ₂	7,52		1,57		0,11	
	Biogás	5,46	1,17	0,60	1,44	-2,33	-0,02
cf170112	CH ₄ s	3,18	0,86	0,42	2,23	1,78	-0,02
	CH ₄ c	1,04	10,91	0,19	4,27	1,02	0,50
	CO ₂	4,73		0,60		2,17	
	Biogás	4,17	1,57	0,52	13,76	2,04	-0,07
cf220312	CH ₄ s	1,36	1,24	0,26	3,37	1,17	-1,02
	CH ₄ c	1,45	3,15	1,03	2,21	1,21	0,03
	CO ₂	16,08		4,21		0,19	
	Biogás	16,27	1,72	4,23	0,91	0,18	0,01

Tabla 2.13. Estadísticos representativos (ME, error medio, MSSE, error cuadrático medio estandarizado, MSE error cuadrático medio, MAE, error absoluto medio) del proceso de validación cruzada para las estimaciones mediante Funciones Aleatorias Intrínsecas de Orden K (FAIK) y krigeage de Indictrices (KI) empleadas y para las tres fechas de muestreo.

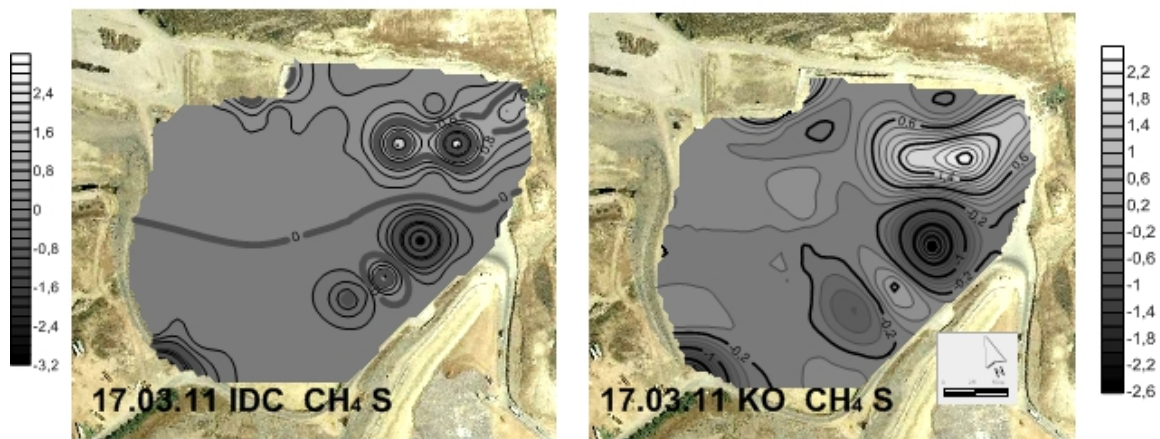


Figura 2.16. Cartografías de la variable CH₄ obtenidas mediante el método de la inversa de la distancia al cuadrado, lógicamente no se conoce la incertidumbre por lo que no se acompañan mapas de desviación estándar. A la derecha el mismo muestreo tratado mediante krigeage ordinario.

Influencia de la precipitación y temperatura en la producción de biogás.

Otras variables que pueden ocasionar variaciones son las precipitaciones y la temperatura. La relación entre la depresión aplicada para mantener la producción y la temperatura ambiental no es clara, parece que afecta a la parte más superficial del vertedero). En vertederos poco profundos (4 -12 m) la sensibilidad del proceso a los cambios climáticos es elevada paralizándose la metanogénesis cuando la temperatura baja hasta los 10-15º C, lo cual puede crear un patrón de comportamiento estacional con oscilaciones en la generación de gas (Environmental Agency 2004d). La relación con la precipitación es algo más clara en este vertedero, al aumentar la precipitación, en invierno el deficiente drenaje hace que baje la producción y se tenga que aumentar la depresión (esto queda un poco enmascarado por los riegos procedentes de la recirculación del lixiviado, que también pueden producir el mismo efecto), en verano es a la inversa, la producción se dispara sin necesidad de aplicar fuertes depresiones. Este fenómeno se constata a la inversa en otros vertederos como por ejemplo Montalbán en Córdoba (en verano disminuye la producción por falta de humedad, mientras que en invierno aumenta por el aumento de precipitaciones y, por tanto, de humedad existiendo un excelente drenaje de los vasos de vertido que permite alcanzar un contenido óptimo en humedad). En el gráfico de la figura 2.17 esta estacionalidad se ve enmascarada por la superposición de otros procesos que influyen en la depresión total aplicada, durante gran parte de los 24 meses con datos, EMR-1 presenta oscilaciones en su producción muy acusadas en función de etapas de inundación o por otras incidencias, con lo que se aumenta la aspiración en las otras estaciones para

compensar el caudal final recuperado, el efecto final es que el gráfico de depresiones muestran valores muy elevados durante gran parte del año.

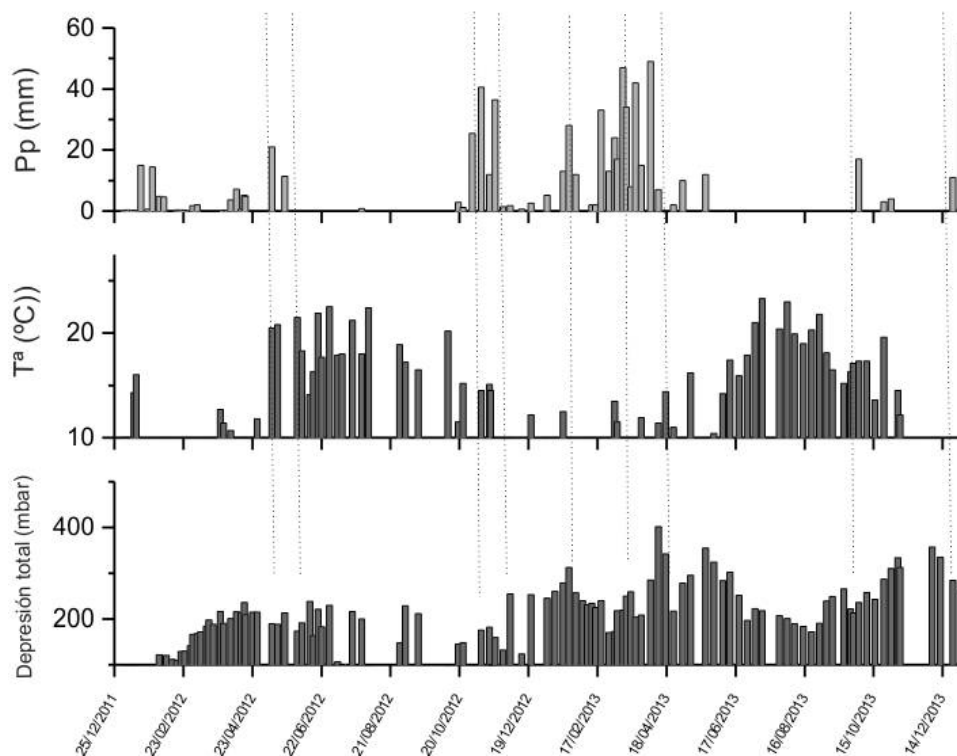


Figura 2.17. Depresión aplicada al conjunto de las cuatro estaciones (mbar) y datos de Precipitación y temperatura registrados en el campo de gas (datos agrupados semanalmente).

Anexo III. Capítulo VI

Espectro simple de las direcciones del viento en el CMA Costa del Sol.

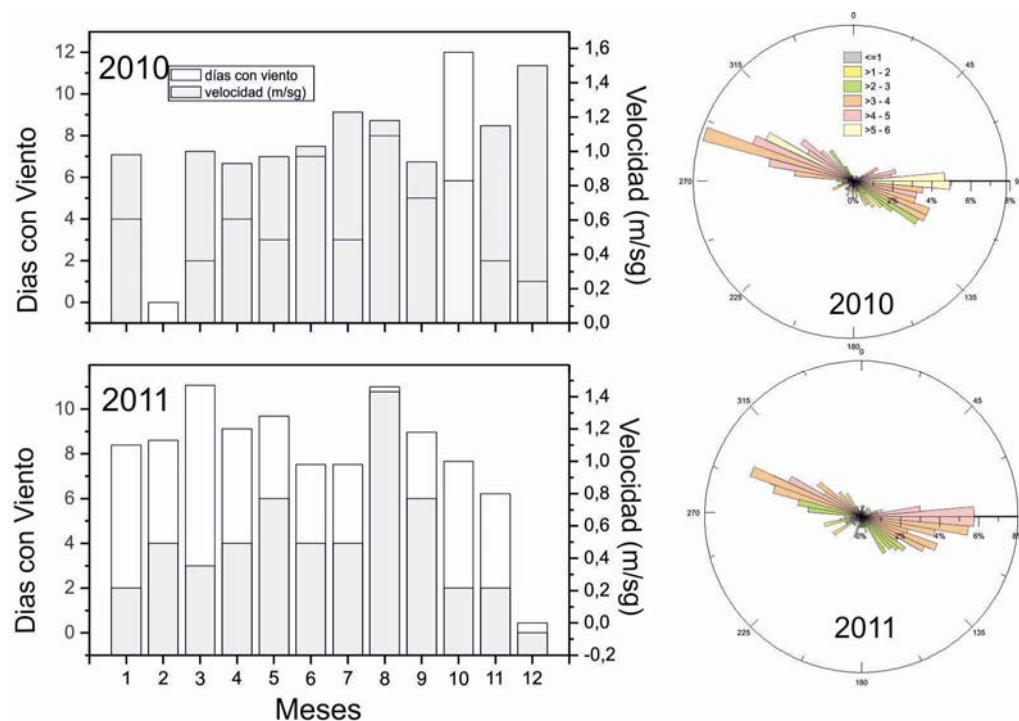


Figura 3.1. Frecuencias relativas mensuales para los años 2010 y 2011 de vientos procedentes del norte y velocidad de los mismos (m/s) y carta de viento (dirección y velocidad en grados y m/s) para cada año. Estación de Estepona

El gráfico de la figura 3.1 presenta el número de días con viento procedente del Norte (considerado este como aquel comprendido entre los 130 y 230 ° y generador de las molestias comentadas). Durante 2010 sopló viento con componente norte durante un 26% de los días (97 días al año), y durante 2011 es de un 25 %.

Las cartas de viento muestran las direcciones y velocidades del viento para los dos años citados, puede apreciarse como suele tratarse de vientos de poca velocidad relativamente poco frecuentes.

Si se analizan los espectros simples (figura 3.2) de las direcciones del viento para estos dos años (datos procedentes de la estación meteorológica de Estepona situada a igual cota, y a una distancia aproximada de 900 m hacia el este) se obtienen periodicidades de 2 y 3 semanas (también se destaca la correspondiente a 6 semanas - 40días -, aunque incluidas entre muchas otras, lo que parece lógico al tratarse de una zona costera con frecuentes vientos procedentes de muchas direcciones).

Estas frecuencias de 2/3 semanas coinciden con las periodicidades durante las cuales se emplean las cubas en lugar de los aspersores (en invierno la periodicidad es algo menor). La situación del Complejo Ambiental al pie de la Sierra Bermeja hace que no pueda considerarse este esquema más que de una forma aproximada, posiblemente la dinámica del viento sea muy variable en el entorno de la sierra.

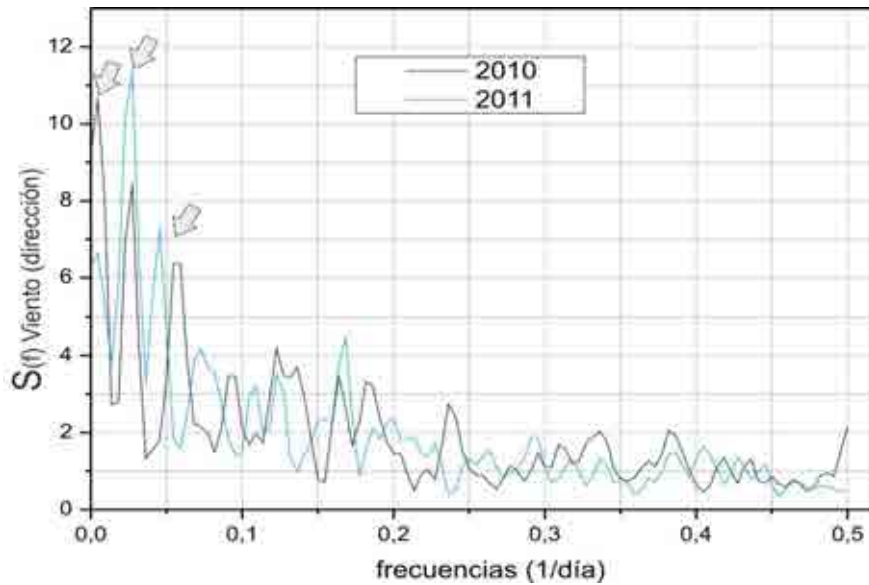


Figura 3.2. Espectro simple de las direcciones de viento (Estación de Estepona) para los años 2010 y 2011 (ventana de 110 días y paso de 1 día). Las flechas indican las periodicidades comentadas en el texto (2,3 y 6 semanas).

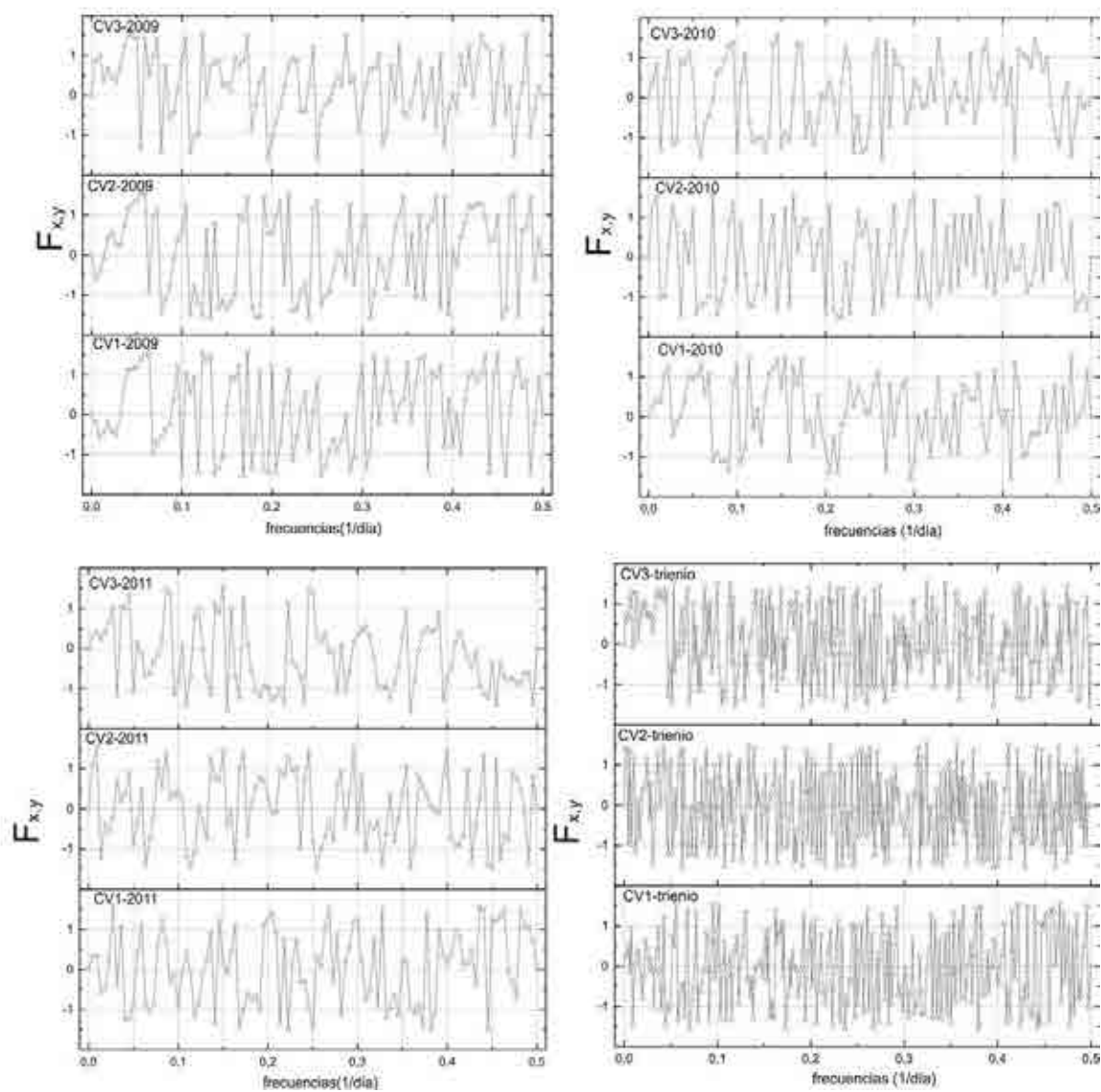


Figura 3.3. Función de fase para los tres vertederos del Complejo Ambiental de la Costa del Sol (año 2009 a 2010 y trienio).

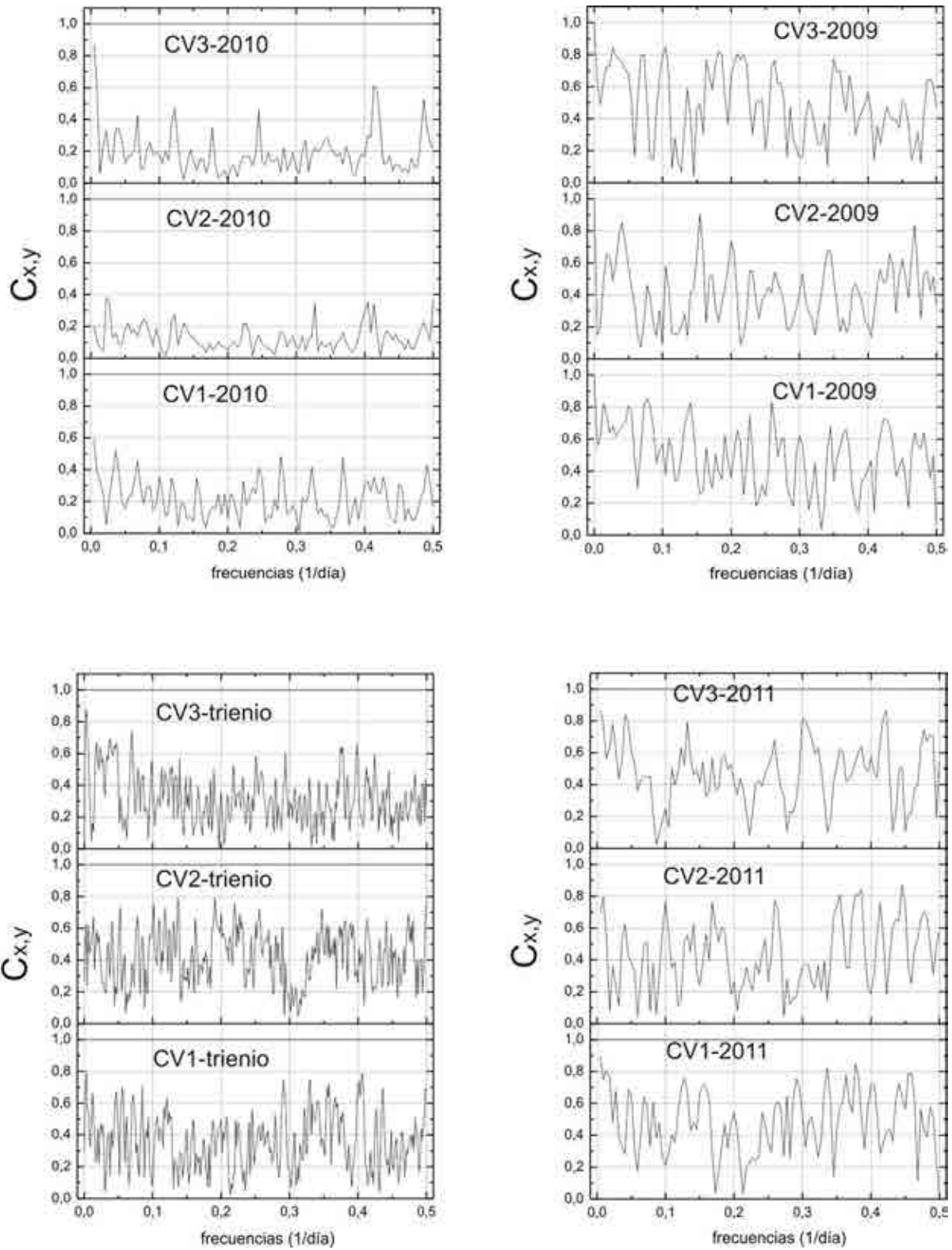


Figura 3.4. Función coherencia para los tres vertederos del Complejo Ambiental de la Costa del Sol.

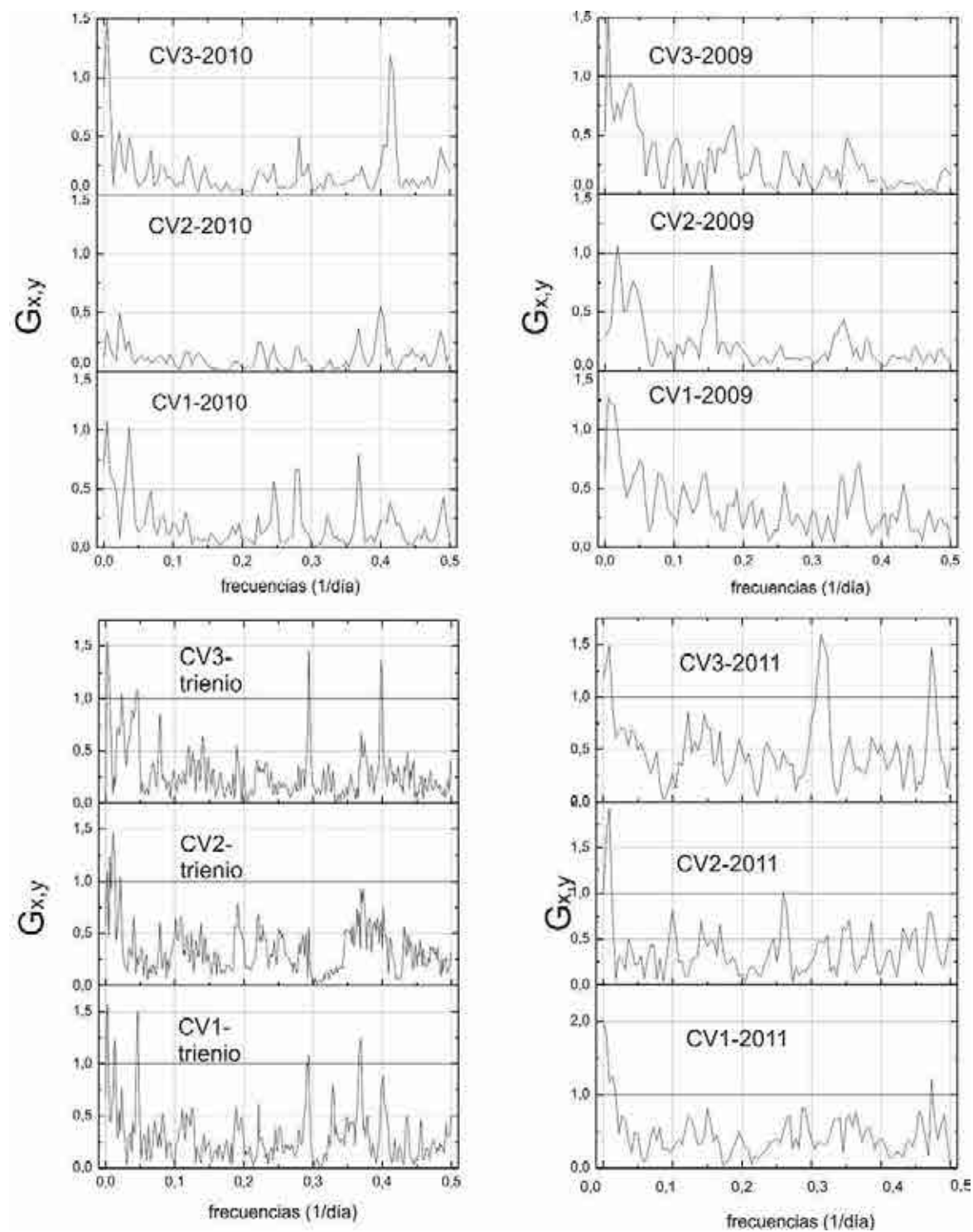


Figura 3.5. Función ganancia para los tres vertederos del Complejo Ambiental de la Costa del Sol.

Síntesis

La gestión de residuos mediante depósito en vertedero constituye la forma más extendida de tratamiento de residuos. A pesar de quedar relegada a la última de las opciones desde el punto de vista normativo, es la única forma de gestión necesaria y a la vez suficiente (Williams, 2005).

La proporción de residuos para la UE27 que se destina a vertedero es del 40% aproximadamente, no obstante sigue siendo el sistema de gestión más utilizado en gran parte de Europa.

El vertedero puede considerarse como un biorreactor, con residuos sólidos y agua como principales entradas, y gas de vertedero y lixiviados como principales salidas (Tchobanoglous, 2002). Estos dos componentes constituyen los dos grandes problemas ambientales que se plantean en la gestión de los vertederos (Williams, 2005). Existen antecedentes que equiparan el funcionamiento de un vertedero con el de un acuífero aplicando técnicas propias de la hidrogeología a la caracterización de los vertederos. El presente trabajo se centra en determinados aspectos relativos a la gestión de los lixiviados y del biogás.

El estudio del biogás o gas de vertedero, compuesto principalmente de metano y dióxido de carbono, y con un triple papel como gas con efecto invernadero, recurso energético aprovechable y factor de seguridad en las explotaciones, ha sido uno de los objetivos de la tesis. Actualmente se encuentra relativamente extendido su aprovechamiento, pero existen determinados temas todavía poco claros, entre ellos la cuantificación de las emisiones que se producen a través de las capas de sellado, aunque exista una infraestructura de aprovechamiento del biogás. La elección de las metodologías de estimación óptimas para estimar esas emisiones constituye uno de los temas más controvertidos y menos desarrollados actualmente.

Por su parte, los lixiviados constituyen el problema de más difícil solución en el ámbito de la gestión del vertedero. La dificultad para establecer balances de agua fiables que permitan estimar las cantidades generadas y la posible existencia de acumulaciones en el seno del vertedero, o de fugas hacia el exterior, todavía no se encuentra superada al cien por cien. Esta simulación se ve complementada con la caracterización hidroquímica de los lixiviados con el objeto de facilitar el conocimiento del funcionamiento del vertedero y los posibles tratamientos a emplear.