



UNIVERSIDAD DE OVIEDO

**Escuela de
Ingeniería de Minas, Energía y Materiales de Oviedo**

Máster en Ingeniería de Minas



Trabajo Fin de Máster

**Nuevas propuestas de remediación de suelos
contaminados en el Principado de Asturias**

Autor: Xurde Fernández Álvarez

Tutora: Beatriz González Fernández

Oviedo, julio de 2021

Índice

| | |
|-----------------------------------------------------------------------------------------------------------------|-----|
| 1. Introducción y objetivos..... | 1 |
| 2. El suelo un recurso común | 2 |
| 2.1 Evolución de la legislación mundial en el ámbito de la protección del suelo | 3 |
| 3. Legislación en España..... | 5 |
| 3.1 Leyes estatales | 5 |
| 3.2 Leyes provinciales | 8 |
| 4. Proceso de declaración de un suelo como contaminado | 12 |
| 4.1 Identificación..... | 13 |
| 4.2 Diagnóstico..... | 13 |
| 4.3 Intervención | 14 |
| 4.4 Acreditaciones necesarias..... | 14 |
| 4.4.1 Entidad EC-SOL de Cataluña | 15 |
| 4.4.2 Entidad acreditada en investigación y recuperación de suelos del País Vasco | 15 |
| 5. Tratamientos para la descontaminación de suelos y aguas subterráneas | 17 |
| 5.1 Técnicas de tratamiento in situ..... | 19 |
| 5.2 Técnicas de tratamiento on site y off site | 42 |
| 5.3 Confinamiento..... | 60 |
| 6. Inventario de suelos contaminados en el Principado de Asturias | 65 |
| 6.1 Suelos contaminados del Principado de Asturias | 66 |
| 7. Implementación de nuevas técnicas de tratamiento para suelos contaminados en el Principado de Asturias | 95 |
| 7.1 Nitrastur | 95 |
| 7.1.1 Contaminación | 97 |
| 7.1.2 Tratamiento alternativo propuesto | 99 |
| 7.2 El Rucio | 105 |
| 7.2.1 Contaminación | 105 |
| 7.2.2 Tratamiento alternativo propuesto | 105 |
| 8. Conclusiones..... | 109 |
| 9. Bibliografía | 110 |

Índice de figuras

| | |
|-------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------|----|
| Figura 1. Esquema del proceso de declaración de un suelo como contaminado. (Cerezo, Herreros, Laguna, Perucha & Sainz, 2008). | 12 |
| Figura 2. Clasificación de la descontaminación en función del lugar de tratamiento. (BRGM, 2010). | 18 |
| Figura 3. Esquema Venting. | 20 |
| Figura 4. Esquema Soil Vapor Extraction. | 20 |
| Figura 5. Esquema Venting pasivo. | 21 |
| Figura 6. Esquema Sparging. | 22 |
| Figura 7. Esquema pozo de vaporización-aspiración. | 23 |
| Figura 8. Esquema desorción térmica. | 24 |
| Figura 9. Desorción a altas temperaturas. | 25 |
| Figura 10. Barrera reactiva permeable clásica. | 26 |
| Figura 11. Barrera permeable reactiva con sistema de puertas. | 27 |
| Figura 12. Esquema oxidación química in situ. | 29 |
| Figura 13. Esquema electrorremediación. | 31 |
| Figura 14. Esquema lavado de suelos in situ con rociadores. | 33 |
| Figura 15. Esquema reducción química in situ. | 34 |
| Figura 16. Esquema Deep Soil Mixing. | 36 |
| Figura 17. Esquema jet grouting. | 36 |
| Figura 18. Esquema vitrificación in situ. | 37 |
| Figura 19. Proceso de fitodegradación. | 38 |
| Figura 20. Proceso de fitoextracción. | 39 |
| Figura 21. Proceso de fitoestabilización-fitoimmobilización. | 41 |
| Figura 22. Esquema Bombeo y Tratamiento. | 43 |
| Figura 23. Esquema Zanja Drenante. | 44 |
| Figura 24. Esquema Bombeo-Skimming. | 45 |
| Figura 25. Esquema extracción multifase. | 46 |
| Figura 26. Variantes extracción multifase. | 47 |
| Figura 27. Esquema biopila. | 48 |
| Figura 28. Esquema Landfarming. | 49 |
| Figura 29. Esquema desorción térmica on site u off site. | 50 |
| Figura 30. Esquema incineración. | 52 |
| Figura 31. Esquema pirólisis. | 53 |
| Figura 32. Esquema lavado de suelos on site u off site. | 55 |
| Figura 33. Esquema oxidación/reducción on site u off site. | 56 |
| Figura 34. Esquema solidificación-estabilización on site u off site. | 57 |
| Figura 35. Esquema vitrificación on site u off site. | 58 |
| Figura 36. Esquema extracción química. | 59 |
| Figura 37. Esquema de las diferentes cubiertas. | 62 |
| Figura 38. Esquema de encapsulamiento. | 64 |
| Figura 39. Mapa de Asturias con todos los emplazamientos recogidos en el Inventario de Suelos Contaminados. | 66 |
| Figura 40. Emplazamiento de Brañalamosa (Google Earth, s.f.). | 68 |
| Figura 41. Escombreras recubiertas con capa vegetal (RYMOIL). | 69 |
| Figura 42. Escombrera situada a las orillas del arroyo de Brañalamosa (Colina, García, Salgado, y Sierra, 2017). | 70 |

| | |
|----------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------|-----|
| Figura 43. Ubicación de las escombreras de Caunedo (Google Earth, s.f.)..... | 71 |
| Figura 44. Vista de la parte superior de la escombrera norte (RYMOIL). | 71 |
| Figura 45. Ubicación de la escombrera de El Rucio (Google Earth, s.f.). | 72 |
| Figura 46. Vista parcial de la escombrera de El Rucio (Colina, García, Salgado, y Sierra, 2017). 73 | |
| Figura 47. Localización de los muestreos realizados en la escombrera de El Rucio (RYMOIL, 2001). | 74 |
| Figura 48. Ubicación de las instalaciones de la factoría Felguera Melt (Google Earth, s.f.). | 75 |
| Figura 49. <i>Detección de hidrocarburos volátiles (RYMOIL, 2001).</i> | 76 |
| Figura 50. Zona de almacenamiento de bidones y transformadores (RYMOIL, 2001). | 76 |
| Figura 51. Ubicación de las escombreras de Maramuñiz (Google Earth, s.f.). | 78 |
| Figura 52. Vista aérea de la escombrera de Mirión (Colina, García, Salgado, y Sierra, 2017). ... | 79 |
| Figura 53. Ubicación de las antiguas instalaciones de Nitrastur (Google Earth, s.f.)..... | 80 |
| Figura 54. Interior de las instalaciones de Nitrastur (Colina, García, Salgado, y Sierra, 2017). ... | 80 |
| Figura 55. Realización de calicatas sobre escorias de pirita (RYMOIL, 2001). | 81 |
| Figura 56. Ubicación escombrera de Olicio (Google Earth, s.f.)..... | 82 |
| Figura 57. Cauce del arroyo Brengues, discurriendo sobre restos de escombrera (RYMOIL, 2001). | 83 |
| Figura 58. Ubicación escombrera de El Terronal (Google Earht, s.f.). | 84 |
| Figura 59. Zona de la planta metalúrgica de El Terronal (Colina, García, Salgado, y Sierra, 2017). | 85 |
| Figura 60. Ubicación de las antiguas instalaciones de Química Alba (Google Earth, s.f.)..... | 86 |
| Figura 61 Excavación y formación de biopilas en el emplazamiento de Química Alba (Consulnima, 2009). | 87 |
| Figura 62. Ubicación de la escombrera de Los Ruedos (Google Earth, s.f.). | 88 |
| Figura 63. Vista parcial de la escombrera de Los Ruedos (Colina, García, Salgado, y Sierra, 2017). | 89 |
| Figura 64. Ubicación de las escombreras de La Soterraña (Google Earth, s.f.). | 90 |
| Figura 65. Vista parcial de la escombrera de La Soterraña (Google, s.f.). | 91 |
| Figura 66. Panorámica de las instalaciones de La Soterraña (Colina, García, Salgado, y Sierra, 2017). | 91 |
| Figura 67. Ubicación de la mina de Texeo (Google Earth, s.f.). | 92 |
| Figura 68. Vista parcial de la escombrera de Texeo (RYMOIL, 2001)..... | 93 |
| Figura 69. Vista general de la mina de Texeo (Colina, García, Salgado, y Sierra, 2017). | 94 |
| Figura 70. Distribución de espacial de la parcela (RYMOIL, 2007)..... | 96 |
| Figura 71. Concentraciones en metales de las muestras de suelo tomadas en la parcela de Nitrastur (DEC, 2009) | 97 |
| Figura 72. Concentraciones en metales en las muestras de aguas subterráneas tomadas en la parcela de Nitrastur (DEC, 2009)..... | 98 |
| Figura 73. Resultados obtenidos del proceso de inmovilización sobre las muestras de suelo de la parcela de Nitrastur (Dec, 2009). | 99 |
| Figura 74. Barrena doble de Deep Soil Mixing (Elaboración propia). | 101 |
| Figura 75. Esquema perforación con equipo Springsol (Elaboración propia). | 101 |
| Figura 76. Equipo de Deep Soil Mixing con barrena simple (Elaboración propia). | 102 |
| Figura 77. Configuración del mallado para realizar el Deep Soil Mixing (Elaboración propia). 103 | |
| Figura 78. Vista de una planta de dosificación para Soil Mixing (Elaboración propia). | 104 |
| Figura 79. Concentraciones en metales de las muestras tomadas en la escombrera de El Rucio (Ordoñez, Alvarez & Loredó, 2012)..... | 105 |
| Figura 80. Esquema TrenchMix (Elaboración propia). | 106 |

| | |
|----------------------------------------------------------------|-----|
| Figura 81. Esquema puertas reactivas (Elaboración propia)..... | 107 |
|----------------------------------------------------------------|-----|

1. Introducción y objetivos

El aumento de la concienciación medioambiental por parte de la sociedad ha propiciado el desarrollo de nuevas tecnologías capaces de preservar un medio natural tan importante como es el suelo. Estas soluciones son aplicables a emplazamientos degradados por la actividad industrial del ser humano, logrando corregir su impacto ambiental y minimizando el riesgo que la contaminación genera en el ecosistema que lo rodea.

Todo esto requiere presentar y dar la suficiente visibilidad a tecnologías de tratamiento que, acompañadas de una buena praxis, pueden ser una alternativa a la gestión en vertedero de los suelos contaminados, minimizando así desastres ambientales como los ocurridos en la presa de Aznalcollar (Sevilla) y más recientemente en el vertedero de Zaldibar (Goyoaga, 2021).

Este documento tiene en su mayoría un carácter bibliográfico y pretende abordar los siguientes objetivos:

- Explicar la evolución legislativa que ha sufrido el ámbito de la descontaminación de suelos, tanto a nivel europeo como nacional.
- Presentar una síntesis de todas las tecnologías aplicables a suelos y aguas contaminadas, en función del lugar de tratamiento.
- Mostrar las dificultades que el Principado de Asturias tiene para la declaración de suelos como contaminados y una presentación de los emplazamientos que se incluyeron en el Inventario de Suelos Contaminados del Principado de Asturias en 2001.

Por último, como trabajo propio se presenta la posibilidad de aplicar tecnologías de tratamiento in situ para dos emplazamientos en concreto, recogidos en el Inventario de Suelos Contaminado del Principado de Asturias.

2. El suelo un recurso común

En los últimos años, se han promovido, tanto a nivel europeo como a nivel nacional, nuevas políticas medioambientales con objeto de preservar la preservación de la calidad del suelo y las aguas subterráneas. Para comprender este creciente interés, se debe explicar la importancia del suelo en nuestra sociedad.

En primer lugar, se entiende por suelo a aquella capa superior de la corteza terrestre, dispuesta entre la superficie y el lecho rocoso y que, además, está compuesta por partículas minerales, materia orgánica, aire, organismos vivos y agua. Su importancia radica en la inmensa cantidad de funciones que desempeña:

- Es fuente de alimentos y producción de biomasa.
- Forma parte de la zona no saturada, la cual juega un importante papel en la atenuación de la contaminación de las aguas subterráneas.
- Es el hábitat de un gran número de organismos.
- Sirve como base para las actividades humanas y constituye un elemento del paisaje y del patrimonio cultural de la humanidad.
- Es fuente de materias primas

Es necesario destacar que el suelo en muchos casos está sujeto a derechos de propiedad y es un recurso prácticamente no renovable (Rodríguez, McLaughlin & Pennock, 2019).

La actividad humana, junto con factores geológicos naturales, deriva en una degradación constante del suelo. En este contexto, se entiende el término “degradación” como la pérdida de capacidad de realizar funciones que le son propias. Entendiendo como degradación la pérdida de la capacidad de realizar funciones que le son propias. Esta potencial degradación proviene de:

- Erosión: se trata del desprendimiento natural o artificial de partículas del suelo, generando efectos negativos sobre los cursos del agua y sobre los ecosistemas marinos y fluviales.
- Contaminación: se produce cuando se vierten en el suelo agentes contaminantes por encima de niveles que puedan ocasionar consecuencias negativas en la salud de las personas y el medioambiente.
- Pérdida de materia orgánica: la materia orgánica es necesaria para que un suelo pueda mantener sus funciones, aumentando su resistencia a la erosión y su fertilidad. Sin embargo, actividades agrícolas y forestales generan la pérdida de la materia orgánica del suelo, sobre todo en explotaciones de carácter intensivo.
- Sellado: está relacionado con el cubrimiento de la superficie del suelo para la construcción de edificios, carreteras, etc. Esto provoca una reducción de la superficie disponible del suelo para realizar sus funciones como la absorción del agua de lluvia o la modificación de los flujos de agua.
- Compactación: es debido a la presión mecánica ejercida por trasiego de maquinaria pesada o el pastoreo excesivo. Esto genera una disminución de la porosidad del suelo, que provoca consecuentemente menos espacio para el crecimiento de las raíces y el desarrollo de la actividad biológica, junto con un aumento en el volumen de aguas de escorrentía superficial.
- Salinización: consiste en vertido de magnesio, calcio y sodio sobre el suelo, de forma que se acumule provocando su infertilidad. Esto deriva de actividades como el regadío o la sobreexplotación de aguas subterráneas en zonas costeras.

- Catástrofes naturales: es el caso de fuertes inundaciones o deslizamiento de tierras provocando la erosión del suelo, el arrastre de contaminantes y la pérdida de recursos del suelo.

Dado el gran número de causas que pueden provocar una degradación del suelo, es necesario el establecimiento de una política en pro de la sostenibilidad de este medio, adoptando una correcta estrategia integrada para su protección. Algunas de estas causas tienen un origen natural y son difíciles de controlar; sin embargo, no suponen un riesgo directo sobre la salud de las personas y el medioambiente. Este no es el caso de la contaminación dado que, la mayoría de las veces esta deriva de malas prácticas en las actividades humanas.

De acuerdo con lo anterior, es por ello por lo que las principales políticas y medidas relacionadas con la preservación de la calidad del suelo están ligadas a su control y seguimiento.

2.1 Evolución de la legislación mundial en el ámbito de la protección del suelo

La preocupación por parte de organismos internacionales de la degradación del suelo y su contaminación se remonta a hace aproximadamente 50 años.

En 1972 en Estocolmo, se celebró la primera Conferencia de las Naciones Unidas sobre el Medio Humano. En ella el Consejo de Europa aprueba la Carta Europea de los Suelos, poniendo de manifiesto la preocupación existente en la época sobre la contaminación existente en los suelos como consecuencia del desarrollo humano.

Posteriormente, en 1981 la FAO (Organización de las Naciones Unidas para la Agricultura y la Alimentación) emite la Carta Mundial de los suelos y en 1982 publica el documento "PNUMA", es decir el Programa de las Naciones Unidas para el Medio Ambiente. En ellas se recogen los principios de actuación para una explotación sostenible de los suelos.

Consecutivamente, en 1992 durante la Cumbre de Río de Janeiro se estableció un compromiso internacional denominado Convenio sobre la Diversidad Biológica. En él todos los países se compromete a conservar la diversidad biológica y la utilización sostenible de sus componentes, entre los que se encontraba el suelo.

Dos años más tarde, la Convención de la Lucha contra la Desertificación y la Sequía, estableció como uno de los objetivos principales la prevención y reducción de los suelos y, la necesidad de rehabilitar y recuperar aquellas zonas que estuviesen parcialmente degradadas.

Además, en los años 1997, 2000 y 2002, se promovieron iniciativas y compromisos políticos para la protección de los recursos y del medioambiente.

En el panorama de la Unión Europea, a pesar del desarrollo de distintas políticas que velaban por la protección del suelo, como es el caso del Sexto Programa de Acción Comunitario en Materia de Medio Ambiente (Decisión 1600/2002/CEE) o la Comunicación Europea COM (2002), no fue hasta el año 2008 cuando aparece la primera legislación europea específica para la protección del suelo.

Esta Directiva europea se denomina 2008/98/CE y tiene como objetivo establecer las medidas destinadas para proteger el medio ambiente y la salud humana mediante la prevención o la reducción de los impactos adversos de la generación y gestión de los residuos, la reducción de los impactos globales del uso de los recursos y la mejora de la eficacia de dicho uso (Domènech, Lillo & Molinelli, s.f.).

3. Legislación en España

La política española en cuanto a materia de suelos se refiere, ha experimentado un importante desarrollo desde principios de los años 90.

Durante los años 1990 hasta 1994, en España se llevó a cabo el Inventario de Suelos Contaminados, cuyo objetivo era identificar la extensión e importancia de la problemática que suponía la presencia de un elevado número de emplazamientos contaminados. A partir de este momento, ya con los datos obtenidos a partir del Inventario, se identificaron las actividades industriales que se consideraban focos potenciales de la contaminación del suelo, emplazamientos potencialmente contaminados.

La primera normativa sobre suelos contaminados en España fue la ley 10/1998 de 21 de abril de residuos. Sin embargo, esta fue sustituida por la nueva Directiva de nivel estatal "Ley 22/2011 de julio, de residuos y suelos".

3.1 Leyes estatales

Las leyes estatales que se muestran a continuación son aquellas que estando vigentes hacen referencia a la **inspección y control** de la calidad de los suelos.

RD 9/2005

Real Decreto 9 de 2005 [Ministerio de la Presidencia]. Por el que se establece la relación de actividades potencialmente contaminantes del suelo y los criterios y estándares para la declaración de suelos contaminados. 18 de enero de 2005.

El Real Decreto 9/2005 establece el régimen normativo básico de suelos contaminados en el Derecho español, de acuerdo con la Ley 10/1998, de 21 de abril, de Residuos (posteriormente derogada por la Ley de residuos 22/2011). Su objetivo es tanto el establecimiento de una lista de actividades susceptibles de provocar la contaminación de los suelos como de adoptar una serie de criterios y normas que permitan la declaración de un suelo como contaminado.

Entre las definiciones establecidas en este documento, cabe destacar:

- Suelo: *capa superior de la corteza terrestre, situada entre el lecho rocoso y la superficie, compuesto por partículas minerales, materia orgánica, agua, aire y organismos vivos y que constituye la interfaz entre la tierra, el aire y el agua, lo que le confiere capacidad de desempeñar tanto funciones naturales como de uso. No tendrán tal consideración aquellos permanentemente cubiertos por una lámina de agua superficial.*
- Suelo contaminado: *aquel cuyas características han sido alteradas negativamente por la presencia de componentes químicos de carácter peligroso de origen humano, en concentración tal que comporte un riesgo inaceptable para la salud de las personas o el medio ambiente, y así se haya declarado mediante resolución expresa.*

- *Riesgo: probabilidad de que un contaminante presente en el suelo entre en contacto con algún receptor con consecuencias adversas para la salud de las personas o el medio ambiente.*
- *Nivel genérico de referencia (NGR): la concentración de una sustancia en el suelo que no conlleva un riesgo superior al máximo aceptable para la salud humana o los ecosistemas y calculada de acuerdo con los criterios recogido en el anexo VII.*
- *Actividades potencialmente contaminantes del suelo: aquellas actividades de tipo industrial o comercial en las que, ya sea por el manejo de sustancias peligrosas, ya sea por la generación de residuos, pueden contaminar el suelo.*
- *Uso industrial del suelo: aquel que tiene como propósito principal el de servir para el desarrollo de actividades industriales, excluidas las agrarias y ganaderas.*
- *Uso urbano del suelo: aquel que tiene como propósito principal el de servir para el desarrollo de actividades de construcción de viviendas, oficinas, equipamientos y dotaciones de servicios, y para la realización de actividades recreativas y deportivas.*
- *Otros usos del suelo: aquellos que, no siendo ni urbanos ni residenciales, son aptos para el desarrollo de actividades agrícolas, forestales y ganaderas.*

La relación de actividades potencialmente contaminantes del suelo se recoge en el Anexo I de este Real Decreto. Sin embargo, es importante precisar que esta relación va más allá, y adicionalmente hace referencia a empresas las siguientes empresas:

- *Empresas que producen, generan o almacenan más de 10 t/año de sustancias recogidas en el RD 365/1996*
- *Empresas de almacenamiento de combustible con un consumo superior a los 300.000 L/año y un volumen total de almacenamiento igual a 50.000 L/año*

Así mismo, y dado que el desarrollo económico e industrial puede variar en función de la comunidad autónoma, esta lista podrá ser ampliada a través de un desarrollo legislativo propio. Si bien es posible añadir actividades potencialmente contaminantes del suelo, al tratarse de una norma de carácter básico aplicable a todo el territorio nacional, no se podrá excluir ninguna de las actividades presentes en el Anexo I de este Real Decreto.

Ley 26/2007, de Responsabilidad Medioambiental

Ley 26/2007, de Responsabilidad Medioambiental. 24 de octubre de 2007.

Esta ley tiene carácter general en el ámbito medioambiental y su objetivo es regular la actividad de los operadores para que éstos estén obligados a prevenir, evitar y reparar los daños medioambientales que deriven de las actividades de las que son responsables. Además, define que es competencia de cada comunidad autónoma el desarrollo legislativo y la ejecución de esta ley, siempre y cuando los daños se produzcan en ella.

En su anexo III se recoge una lista de operadores que, de acuerdo con el desarrollo de esta ley, estarán obligados a sufragar los costes que los daños medioambientales generados por sus actividades puedan ocasionar. Entre ellos se encuentran los operadores que lleven a cabo actividades de vertido o inyección de contaminantes en aguas superficiales o subterráneas y que indirectamente puedan afectar a la calidad de los suelos. Así mismo, se establece el principio de “quien contamina paga”.

Esta lista junto con la recogida en el RD 9/2005 y que hace referencia a la relación de actividades potencialmente contaminantes del suelo, busca determinar las personas causantes de la contaminación. En este contexto y con objeto de dar solución a la aplicación práctica de las ya citadas normas, se hace necesario completar las reglas y principios previstos por la normativa estatal mediante un correcto desarrollo normativo autonómico.

Ley de residuos 22/2011

Ley 22/2011, de residuos y suelos contaminados. 29 de julio de 2011.

Esta ley traspone al ordenamiento español la Directiva 2008/98/CE y, por lo tanto, deroga el anterior marco normativo establecido en la Ley 10/1998. Su objetivo es definir e implementar un conjunto de medidas que estén encaminadas a la protección del medioambiente y la salud de las personas frente a los riesgos que la producción y gestión de residuos supone.

De acuerdo con esta ley las comunidades autónomas tienen que adecuar su normativa en materia de residuos y suelos contaminados a esta nueva regulación, con potestad para poder añadir normas adicionales de protección medioambiental.

Si bien, en ella se recogen distintas novedades como una nueva jerarquía en la gestión, la introducción del concepto “subproducto” o la regulación del fin de la condición de residuo, cabe destacar una serie de artículos referidos a los suelos contaminados, que permiten ampliar su regulación. Entre estos artículos se recogen modificaciones importantes como las siguientes:

- En la ya derogada Ley 10/1998, se establecía un orden de sujetos responsables de las labores de limpieza y remediación de suelos contaminados, dejando al propietario no poseedor en último lugar. Sin embargo y de forma más justa para el poseedor no propietario, esta nueva Ley de Residuos altera este orden situándolo en último lugar, por detrás del contaminador y propietario no poseedor, en este orden.
- En los supuestos en los que existe una contaminación en bienes de carácter público en régimen de concesión, el poseedor y el propietario responderán de manera subsidiaria en ausencia del causante o causantes de la contaminación.
- El responsable de la recuperación podrá llevar a cabo la recuperación voluntaria del terreno, sin necesidad de obtener la previa declaración de suelo contaminado por parte del órgano ambiental. De esta forma, la remediación voluntaria se podrá llevar a cabo

mediante un proyecto de descontaminación que obligatoriamente deberá ser validado por el órgano autonómico competente.

- Los organismos ambientales autonómicos deberán llevar un registro de suelos declarados contaminados.

RD 1/2016, por el que se aprueba el texto refundido de la Ley de prevención y control integrados de la contaminación

Real Decreto Legislativo 1/2016 [Ministerio de Agricultura y Pesca, Alimentación y Medioambiente]. Por el que se aprueba el texto refundido de la Ley de prevención y control integrados de la contaminación. 31 de diciembre de 2016.

Este real decreto tiene como objetivo dar lugar a un texto refundido que integre la Ley 16/2002 de Prevención y Control Integrados de la Contaminación o IPPC (ya derogada), así como sus modificaciones posteriores.

De acuerdo con lo anterior, se establece un sistema de prevención y control integrados de la contaminación que será aplicable a instalaciones de titularidad pública o privada y que desarrolle alguna de las actividades industriales contempladas en su anexo I. Es decir, el órgano competente de cada comunidad autónoma otorgará a aquella instalación que disponga de un sistema de prevención y control integrado de la contaminación, una autorización ambiental integrada. Esta autorización refleja lo siguiente:

- La empresa adopta las medidas adecuadas para prevenir la contaminación.
- Que la empresa a la que se le otorga la autorización fomenta la prevención en la generación de residuos o que estos se gestionen según la jerarquía establecida en la Ley 22/2011 de residuos y suelos contaminados.
- Emplea la energía, las materias primas, el agua y el resto de los recursos de manera eficiente.
- Se toman medidas de prevención de accidentes graves, limitando así sus consecuencias sobre la salud de las personas y el medio ambiente.
- Establece todas las medidas requeridas para evitar cualquier riesgo de contaminación cuando cese la actividad de esta instalación.

Establece la obligatoriedad de que tras el cierre de cualquier instalación que lleve a cabo una actividad recogida en el anexo I de este decreto, el titular evaluará el estado del suelo y la contaminación de las aguas subterráneas. De esta forma, si la evaluación establece que la instalación ha causado una contaminación significativa en cualquiera de los medios, el titular tomará las medidas adecuadas para hacer frente a dicha contaminación.

3.2 Leyes provinciales

Este desarrollo legislativo autonómico viene de la mano de la industrialización de la comunidad autónoma y, por ende, del número de actividades potencialmente contaminantes del suelo en la comunidad en cuestión. De acuerdo con lo anterior es lógico, que comunidades autónomas como Cataluña o País Vasco, hayan optado por una ampliación en lo que a normativa de suelos se refiere.

Cataluña

- Decreto legislativo 1/2009, de 21 de julio, por el que se aprueba el texto refundido de la Ley Reguladora de los Residuos.
- Decreto 60/2015, de 28 de abril, sobre las entidades colaboradoras de medio ambiente.*

País Vasco

- Decreto 199/2006, de 10 de octubre, por el que se establece el sistema de acreditación de entidades de investigación y recuperación de la calidad del suelo y se determina el contenido y el alcance de las investigaciones de la calidad del suelo a realizar por dichas entidades. *
- Orden de 21 de diciembre de 2017, de la Consejería de Medio Ambiente, Planificación Territorial y Vivienda, de actualización del inventario de suelos que soporten o hayan soportado actividades o instalaciones potencialmente contaminantes del suelo.
- Decreto 209/2019, de 26 de diciembre, por el que se desarrolla la Ley 4/2015 (anteriormente ley 1/2005), para la prevención y corrección de la contaminación del suelo.

Andalucía

- Ley 7/2007, de 9 de julio de Gestión Integrada de la Calidad Ambiental.
- Decreto 334/2012, de 17 de julio, por el que se regulan las entidades colaboradoras en materia de Calidad Ambiental en la Comunidad Autónoma de Andalucía. *
- Decreto 18/2015, de 27 de enero, por el que se aprueba el reglamento que regula el régimen aplicable a los suelos contaminados.

Principado de Asturias

- Resolución de 20 de marzo de 2014, de la Consejería de Fomento, Ordenación del Territorio y Medio Ambiente, por la que se establecen los Niveles Genéricos de Referencia para metales pesados en Suelos del Principado de Asturias.

Comunidad de Madrid

- Decreto 326/1999, de 18 de noviembre, del Régimen jurídico de los suelos contaminados de la Comunidad de Madrid.
- Ley 5/2003, de 20 de marzo, de Residuos de la Comunidad de Madrid.
- Orden 762/2007, de 2 de abril, de la Consejería de Medio Ambiente y Ordenación del Territorio, por la que se modifica la Orden 2770/2006, de 11 de agosto, por la que se establecen niveles genéricos de referencia de metales pesados y otros elementos traza en suelos contaminados de la Comunidad de Madrid.

Extremadura

- Ley 5/2010, de 23 de junio, de prevención y calidad ambiental de la Comunidad Autónoma de Extremadura.
- Decreto 49/2015, de 30 de marzo, por el que se regula el régimen jurídico de los suelos contaminados en la Comunidad Autónoma de Extremadura.

Comunidad Valenciana

- Ley 10/2000, de 12 de diciembre, de Residuos de la Comunidad Valenciana.

Canarias

- Decreto 147/2007, de 24 de mayo, por el que se regula el régimen jurídico de los suelos contaminados en la Comunidad Autónoma de Canarias y se crea el Inventario de Suelos Contaminados de Canarias.

Región de Murcia

- Orden de 24 de enero de 2007, de la Consejería de industria y Medio Ambiente, por la que se aprueba el formulario relativo al informe preliminar de situación para valorar el grado de contaminación del suelo.

Galicia

- Decreto 60/2009, de 26 de febrero, por el que se establece la relación de actividades potencialmente contaminantes del suelo y los criterios y estándares para la declaración de suelos contaminados.
- Ley 6/2021, de 17 de febrero, de residuos y suelos contaminados de Galicia.

Aragón

- ORDEN de 5 de mayo de 2008, del Departamento de Medio Ambiente, por la que se procede al establecimiento de los niveles genéricos de referencia para la protección de la salud humana de metales pesados y otros elementos traza en suelos de la Comunidad Autónoma de Aragón.

Islas Baleares

- Ley 8/2019, de 19 de febrero, de residuos y suelos contaminados de las Islas Baleares.

Comunidades como Cantabria, La Rioja, Comunidad Foral de Navarra, Castilla y León o Castilla-La Mancha todavía no han redactado legislación específica en cuanto a suelos contaminados se refiere y, por lo tanto, siguen lo establecido en la legislación estatal.

*Estas comunidades autónomas han incluido una nueva norma legislativa por la que se determina el tipo de entidad que puede llevar a cabo una investigación y recuperación de la calidad de los suelos.

4. Proceso de declaración de un suelo como contaminado

El RD 9/2005 establece la necesidad de que este proceso siga una estructuración en etapas, de esta forma, se optimizan los recursos asignados para cada etapa y, por otro lado, se flexibiliza el proceso para adaptarlo a la casuística que obliga a diagnosticar e investigar la contaminación del suelo. De esta forma los resultados obtenidos en cada una de las etapas establecerán si es necesario o no pasar a la siguiente (Cerezo, Herreros, Laguna, Perucha & Sainz, 2008).

El conjunto de todo el proceso se divide en tres grandes etapas:

- Identificación: hace referencia a aquellos trabajos que tienen como objeto identificar si un emplazamiento ha de ser diagnosticado en lo relativo a una contaminación presente en su suelo.
- Diagnóstico: esta etapa incluye la obtención de los datos necesarios para decidir si se requiere o no llevar a cabo alguna actuación en el emplazamiento.
- Intervención: esta etapa tiene lugar en el caso de que en la etapa de diagnóstico se establezca la necesidad de llevar a cabo algún tipo de actuación. Consiste en definir en detalle estas actuaciones y seguidamente ponerlas en práctica.

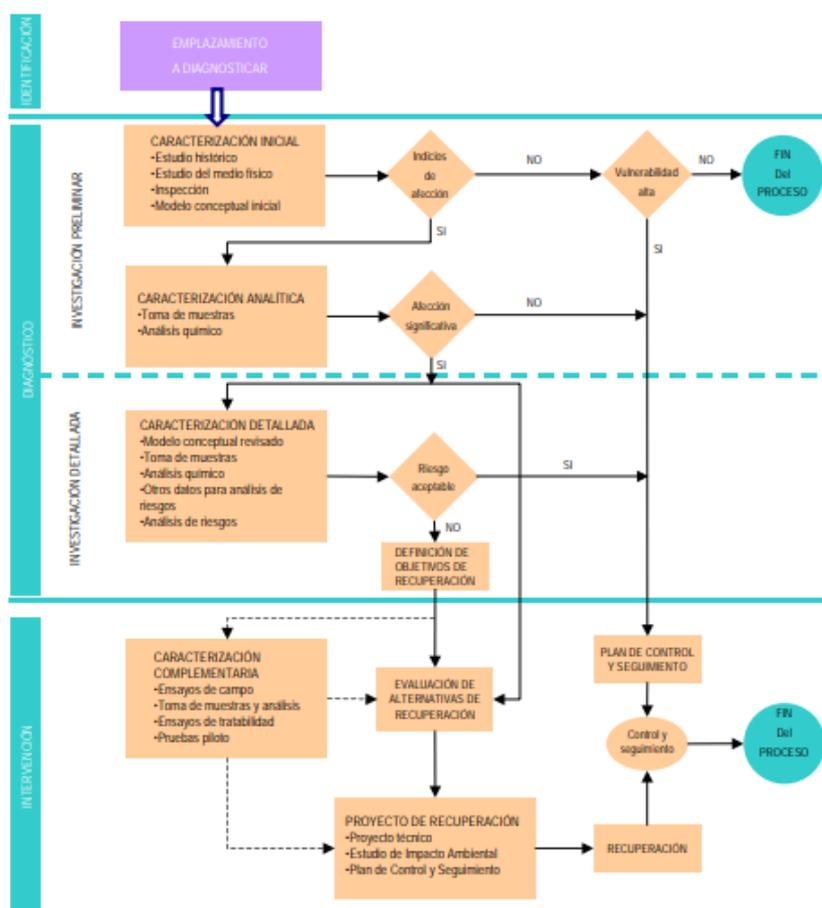


Figura 1. Esquema del proceso de declaración de un suelo como contaminado. (Cerezo, Herreros, Laguna, Perucha & Sainz, 2008).

4.1 Identificación

El RD 9/2005 establece una lista de actividades que tienen la posibilidad de contaminar el suelo, es por eso por lo que toda empresa que desarrolle alguna actividad perteneciente a esta lista será objeto de inspección por parte de la Administración competente. Por norma general, esta es la Consejería de Medio Ambiente, Vivienda y Ordenación del Terreno (MITECO, 2007).

Por otro lado, se pueden identificar dos situaciones adicionales por las que este organismo deba iniciar un proceso de gestión de un emplazamiento por razones de una posible contaminación en su suelo:

1. Intervención por alguno de los procedimientos siguientes:
 - a. Cambios de uso del suelo
 - b. Cierre de la actividad de una empresa
 - c. Ampliación de las instalaciones o modificaciones sustanciales de las ya existentes
 - d. Actuaciones propias de vigilancia y control
 - e. Valoración de informes preliminares de situación
2. Intervención por tener conocimiento (por otros medios) de indicios de afección en los suelos.

La herramienta más común para llevar a cabo una intervención es el informe preliminar de situación. Este informe tiene que ser presentado a la Administración por parte de la empresa que realice una actividad potencialmente contaminante, bien en el momento en el que entró en vigor el RD 9/2005 o bien al inicio de su actividad, si la empresa fue creada posteriormente a este decreto.

El informe preliminar de situación sigue un modelo concreto establecido por el Real Decreto 9/2005 y en él se debe incluir información relativa a los siguientes puntos:

- Datos generales de la actividad
- Materias consumidas (primas, secundarias y auxiliares) de carácter peligroso
- Productos intermedios o finales de carácter peligroso
- Residuos o subproductos generados
- Almacenamiento
- Áreas de producción
- Actividades históricas

4.2 Diagnóstico

Tras la finalización de la etapa de inspección, se continúa con la fase de diagnóstico. El interés de esta etapa es cuantificar el grado de afección a la calidad del suelo que la actividad de estas instalaciones implica. Este diagnóstico se abordará de dos formas distintas:

- Investigación preliminar: inicialmente se realiza una caracterización inicial que servirá para recopilar información permitiendo valorar si existen o no indicios de afección. Además, servirá para establecer las primeras hipótesis acerca de la problemática del emplazamiento. Por otro lado, la ausencia de indicios de contaminación no exime de llevar a cabo una caracterización analítica posterior.

Una vez el modelo conceptual inicial ha sido concluido mostrando que existen indicios de afección, se llevará a cabo una caracterización analítica para determinar si la afección identificada es lo suficientemente significativa o no. Los resultados de laboratorio

obtenidos para las muestras tomadas sobre los medios receptores serán comparados con los Niveles Genéricos de Referencia (NGR) establecidos en el RD 9/2005. Si se sobrepasan estos valores se podrá concluir que la afección es significativa y se procederá a acometer una investigación detallada (Cerezo, Herreros, Laguna, Perucha & Sainz, 2008).

- Investigación detallada: a partir de la toda la información recuperada en etapas anteriores, durante la caracterización detallada se elaborará el correspondiente análisis de riesgos. Esta herramienta es clave para la toma de decisiones con relación a las actuaciones a desarrollar. Se valorará el riesgo que esta afección supone sobre la salud humana y el medio ambiente a partir de los focos de contaminación, mecanismos de movilización, vías de exposición y receptores potenciales. Posteriormente, se analizará la exposición, la toxicidad, se caracterizará el riesgo y se analizarán incertidumbres. Si finalmente, el análisis de riesgos indica que los niveles son aceptables, no será necesario acometer ningún tipo de actuación de recuperación, por el contrario, si no son aceptables se llevarán a cabo medidas correctivas (Cerezo, Herreros, Laguna, Perucha & Sainz, 2008).

4.3 Intervención

Previamente a definir de forma detallada las medidas de recuperación, se requiere hacer un estudio de las alternativas disponibles para que logren alcanzar los objetivos establecidos. En algunas ocasiones, estudiar determinadas soluciones requiere la obtención de datos adicionales, pudiendo llevarse a cabo en esta etapa una caracterización complementaria. Estas alternativas han de cumplir:

1. Las actuaciones deberán garantizar que la contaminación remanente presente unos niveles de riesgo aceptables en función del futuro uso del suelo.
2. Se priorizarán las técnicas in situ que garanticen actuaciones de recuperación permanentes.
3. Se priorizará la remediación de los focos de contaminación y, en caso de que esto no sea posible, se tenderá a reducir la exposición incluyendo medidas de contención o confinamiento de los suelos afectados.

Tras la selección de la alternativa de tratamiento correspondiente, sus características han de ser documentadas en el denominado Proyecto de Recuperación. Este ha de constar, como mínimo, de un Proyecto Técnico para el conjunto de actuaciones de recuperación. Adicionalmente contará con un Plan de Control y Seguimiento, que permitirá evaluar la influencia de estas actividades y las actuaciones de emergencia a acometer en el emplazamiento en caso necesario (Cerezo, Herreros, Laguna, Perucha & Sainz, 2008).

4.4 Acreditaciones necesarias

Si bien, la etapa de inspección es llevada por la propia administración y es acompañada por los informes preliminares de situación facilitados y rellenados por la propia empresa, las etapas posteriores solo podrán ser llevadas a cabo por empresas que presenten la acreditación correspondiente. Se trata de empresas especializadas en la inspección y control medioambiental a las que tendrán que requerir los titulares de las actividades potencialmente contaminantes, para llevar a cabo en sus instalaciones las etapas de diagnóstico e intervención.

En función de la comunidad autónoma en la que se tengan que llevar a cabo las actividades de inspección, los requisitos para que estas empresas puedan llevar a cabo sus trabajos pueden variar. Sin embargo, como norma general en la mayoría de las comunidades, el único requisito es que la empresa que vaya a realizar el diagnóstico y la intervención disponga de la acreditación UNE-EN ISO/IEC 17020 en el ámbito de inspección de suelos y aguas subterráneas asociadas. Una vez obtenida esta acreditación, mediante una gestión administrativa en la región donde se quieran llevar a cabo los trabajos de inspección, se podrá solicitar entrar en el registro de Entidades de Colaboración Ambiental.

Sin embargo, en el caso de Cataluña o del País Vasco, además de cumplir con los requisitos de la acreditación UNE-EN ISO/IEC 17020, es necesario cumplir las disposiciones recogidas en la legislación en cuestión, que hace referencia a los trabajos de inspección en dicha comunidad autónoma (ENAC, 2021).

4.4.1 Entidad EC-SOL de Cataluña

El concepto EC-SOL hace referencia a la habilitación necesaria para estar registrada como entidad de control de prevención de la contaminación del suelo en Cataluña. Estas entidades pueden obtener esta habilitación para los siguientes subcampos:

- Investigación (I)
- Análisis cuantitativo de riesgos (AQR)
- Proyectos de descontaminación (PD)

Entre los requisitos presentes para obtener dicha habilitación, destacan aquellos que hacen referencia al sistema de gestión, organización y dirección técnica de la empresa solicitante. Será necesario disponer de un sistema de gestión de acuerdo con la norma UNE-EN ISO/IEC 17020, además de disponer de una persona que asuma la dirección técnica. (Decreto 60/2015 [Departamento de Territorio y Sostenibilidad]. Sobre las entidades colaboradoras de medio ambiente. 30 de octubre de 2015).

La dirección técnica ejercerá acciones tanto de supervisión documental como de supervisión en campo.

- Supervisión documental: se deberá realizar una supervisión anual de un mínimo del 10% de los expedientes/proyectos que son emitidos para cada subcampo (I, AQR o PD) para los cuales la entidad disponga de habilitación.
- Supervisión en campo: toda persona perteneciente a la dirección técnica ha de realizar como mínimo una vez cada 2 años, una supervisión en campo para cada una de las habilitaciones que dispone.

4.4.2 Entidad acreditada en investigación y recuperación de suelos del País Vasco

Las empresas acreditadas como entidades de investigación y recuperación de suelos en esta comunidad autónoma podrán realizar las siguientes actividades:

1. Diseño y ejecución de las investigaciones de la calidad del suelo.
2. Diseño de las medidas de recuperación de la calidad del suelo.

3. Ejecución de medidas de recuperación del suelo. Esta acreditación permite llevar a cabo la ejecución de los tratamientos de descontaminación considerados, a diferencia de la UNE-EN ISO/IEC 17020 que únicamente acredita para la inspección y control.
4. Supervisión de la ejecución de las medidas de recuperación de la calidad del suelo.
5. Diseño y ejecución de medidas de control y seguimiento de la calidad del suelo.
6. Diseño y ejecución de las medidas preventivas que formen parte de una Declaración de Calidad del Suelo.

Al igual que para la EC-SOL, será necesario disponer de un sistema de gestión de acuerdo con la norma UNE-EN ISO/IEC 17020. Además de tener que presentar referencias relativas a la tecnología de remediación que se quiera aplicar y demostrar que las personas que lleven a cabo estas actividades tengan las competencias en cuanto a experiencia y estudios se refiere (Decreto 199/2006 [Departamento de Medio Ambiente y Ordenación del Terreno]. Por el que se establece el sistema de acreditación de entidades de investigación y recuperación de la calidad del suelo y se determina el contenido y alcance de las investigaciones de la calidad del suelo a realizar por dichas empresas. 8 de noviembre de 2006).

5. Tratamientos para la descontaminación de suelos y aguas subterráneas¹

Las diferentes técnicas de descontaminación pueden ser clasificadas:

- En función de la naturaleza de los procesos empleados
- En función del lugar de tratamiento (Fig. 2)
- En función del destino de los contaminantes

Cabe destacar que la remediación de un emplazamiento, frecuentemente, implicará el uso de varias técnicas.

Clasificación en función de la naturaleza de los procesos empleados

Las distintas técnicas de descontaminación pueden ser clasificadas en función de la naturaleza de los procesos empleados, a conocer:

- Procesos físicos: el principio consiste en el uso de fluidos (agua o gas), ya presentes en los suelos o inyectados, como vectores para el transporte de la contaminación hasta los puntos de extracción o para inmovilizar las sustancias contaminantes.
- Procesos biológicos: consisten en utilizar microorganismos, frecuentemente bacterias (también hongos y vegetación), para favorecer la degradación total o parcial de los contaminantes. Algunos procesos biológicos permiten también fijar o disolver ciertos contaminantes.
- Procesos térmicos: este tipo de procesos utiliza el calor para destruir los contaminantes (ej: incineración), aislarlos (ej: desorción térmica, termólisis...) o transformarlos en inertes (ej: vitrificación, etc.).
- Procesos químicos: emplean las propiedades químicas de los contaminantes para que, con la ayuda de las reacciones apropiadas, se puedan inertizar (precipitación, etc.), destruir (oxidación, etc.) o separar del medio contaminado (surfactantes, etc.).

Clasificación en función del lugar de tratamiento

Se distinguen los siguientes tratamientos:

- Tratamientos *off site*: estos tratamientos suponen la excavación/extracción del medio contaminado (residuos, tierra, agua) y su evacuación a un centro de tratamiento adaptado (incinerador, vertedero, etc.).

¹ Todas las técnicas de tratamiento y figuras que se muestran a continuación, las cita Le Bureau de Recherches Géologiques et Minières (BRGM) en su informe *Quelles techniques pour quels traitements – Analyse coûts – bénéfices*, publicado en junio de 2010.

- Tratamientos *on site*: consisten en excavar las tierras o recuperar las aguas contaminadas y tratarlas en el mismo emplazamiento.
- Tratamientos *in situ*: se corresponden con tratamientos que no requieren la realización de excavaciones: el suelo y el agua son dejados en el mismo lugar. Se trata, por lo tanto, de la extracción única del contaminante, su degradación o su fijación en el suelo.
- Confinamiento: se trata de encapsular total o parcialmente el suelo contaminado para detener la progresión de los contaminantes hacia las aguas subterráneas.

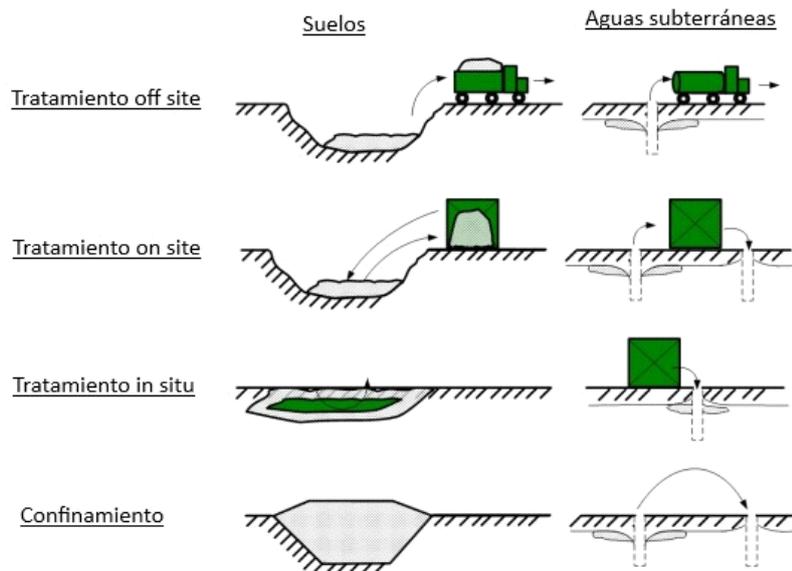


Figura 2. Clasificación de la descontaminación en función del lugar de tratamiento. (BRGM, 2010).

Clasificación en función del destino de los contaminantes

Existen dos posibilidades:

- Inmovilización: pone en contacto dos técnicas que permiten modificar la movilidad y/o la toxicidad de los contaminantes mediante dos tipos de procesos:
 - Modificación del contaminante (cambio del comportamiento de la toxicidad)
 - Modificación del medio receptor: reduciendo la permeabilidad y la porosidad mediante solidificación o estabilización.
- La destrucción (total o parcial) mediante los procesos químicos, térmicos, físicos y biológicos anteriormente citados.

5.1 Técnicas de tratamiento in situ

Las técnicas de tratamiento in situ presentan como ventaja principal el evitar todo tipo de excavación. Sin embargo, requieren inversiones (bombas, unidades de tratamiento...) y gastos de funcionamiento, los cuales en determinadas ocasiones son factores limitantes que condicionan la viabilidad económica del tratamiento. Es por eso por lo que, para pequeñas cantidades de suelos contaminados, los tratamientos in situ son poco ventajosos.

Además, estos procedimientos tienen el inconveniente de, en determinadas ocasiones, ser relativamente lentos y de presentar una eficacia, a veces limitada dado que se dirigen directamente sobre el medio natural. Numerosos parámetros pueden interferir y son difícilmente controlables, como puede ser el radio de acción del tratamiento, el cual es difícil a estimar.

Venting (Ventilación de la zona no saturada)

El principio de esta tecnología consiste en extraer los contaminantes volátiles mediante la puesta en depresión de la zona no saturada (Fig. 3). Se trata de un método físico para el tratamiento del suelo frente a afecciones por: TPHs (Hidrocarburos Totales de Petróleo) ligeros, SCOV (Compuestos Orgánicos Semi-Volátiles), SCOHV (Compuestos Orgánicos Halogenados Semi-Volátiles), COV (Compuestos Orgánicos Volátiles) o COHV (Compuestos Orgánicos Halogenados Volátiles).

Los compuestos volátiles liberados en los suelos se van a evaporar hasta la saturación de los poros. El Venting, al poner en depresión cada punto de extracción, va a inducir circulaciones de aire y, por lo tanto, provocar una renovación del aire contaminado en los poros. De esta forma, en el curso del paso del aire a través de la zona contaminada, este se cargará en contaminantes. Esta renovación del aire tiene como consecuencia la modificación del equilibrio químico entre las diferentes fases presentes (aire, agua, suelo), lo que permitirá tanto la descontaminación de las fases sólidas como gaseosas de la zona no saturada. Los vapores del suelo son recuperados mediante puntos de extracción y posteriormente, son tratados en superficie.

En determinados casos si los suelos a tratar no presentan una permeabilidad al aire lo suficientemente alta como para que se permita la extracción de los gases, se puede recurrir a la fracturación neumática para aumentar el flujo de aire y así acelerar la extracción.

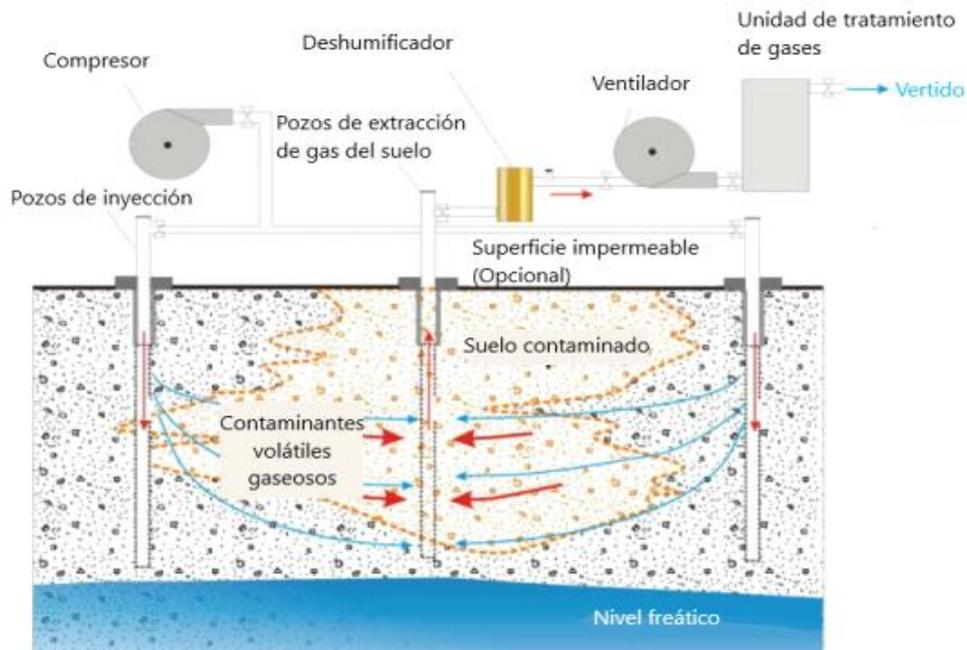


Figura 3. Esquema Venting.

Existen a su vez distintas variantes de este tratamiento entre los que se encuentran:

- **SVE (Soil Vapor Extraction):** se trata de poner la zona no saturada en depresión de aire mediante pozos de extracción, pero sin existir una inyección de aire (Fig. 4). En este caso la creación de una depresión arrastrará las fases gaseosas.

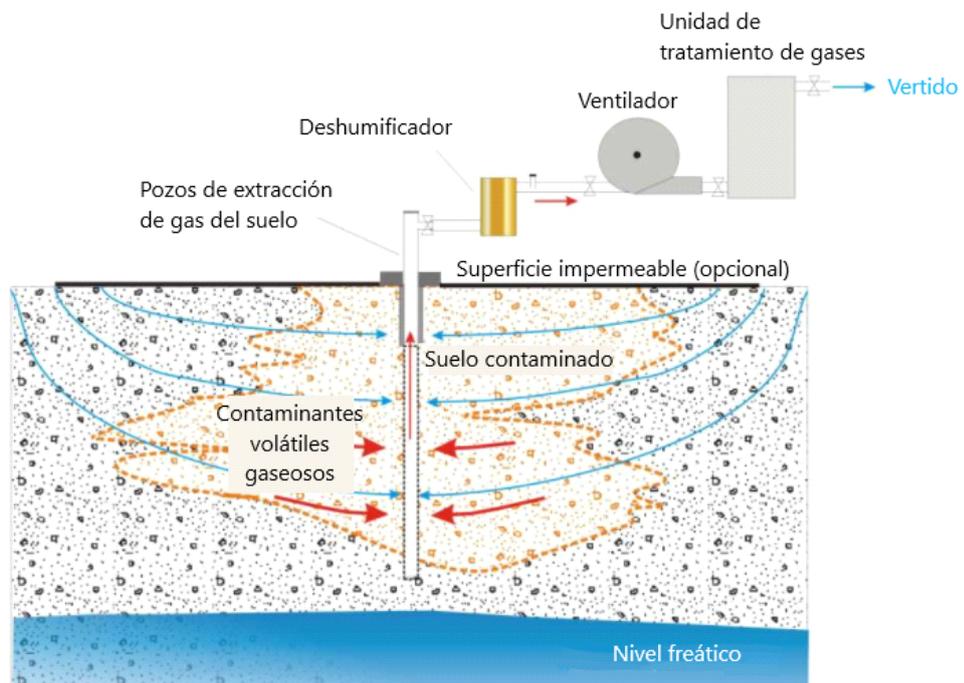


Figura 4. Esquema Soil Vapor Extraction.

- *Bioventing*: se combina la inyección de aire (u otro tipo de gas) con la adición de nutrientes, permitiendo que se produzca una biodegradación de los contaminantes. Esto permite un aumento del rendimiento de la descontaminación de la zona no saturada y reduciendo al mismo tiempo las cantidades de contaminantes gaseosos a tratar.
- *Venting pasivo*: el Venting no se realiza ni con inyección de aire ni mediante la puesta de la zona saturada en depresión (Fig.5). La transmisión del gas se realiza por diferencia de presión (especialmente cuando sube el nivel freático). La subida del nivel freático ejerce una presión sobre los poros de la antes zona no saturada, movilizandolos contaminantes volátiles hacia la zona de menor permeabilidad que en este caso es la tubería ranurada colocada en profundidad.

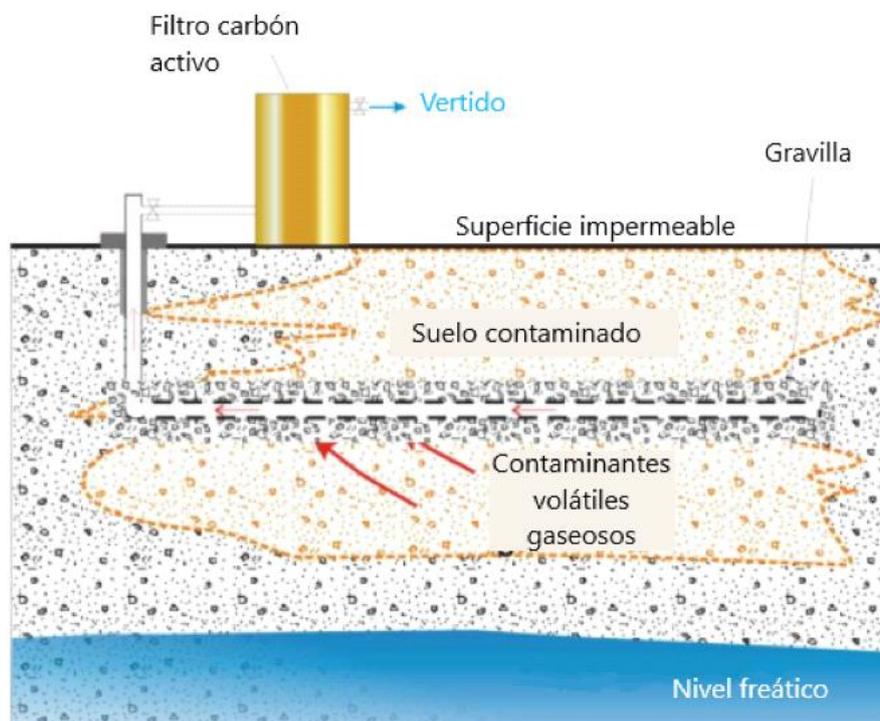


Figura 5. Esquema Venting pasivo.

- *SVE con refuerzo térmico*: a través de los pozos de inyección se introduce vapor o aire caliente, permitiendo por un lado el aumento de la volatilización de los contaminantes y por otro su extracción, sobre todo los contaminantes semivolátiles.

El Venting es un tratamiento muy utilizado para la rehabilitación de emplazamientos petrolíferos o petroquímicos, en los que la contaminación es causada por hidrocarburos ligeros o compuestos halogenados volátiles y no halogenados. Esto es debido a que su factor limitante y el más restrictivo para la utilización de este proceso es la tensión de vapor. Un compuesto que tenga una tensión de vapor inferior a 0,5 mm Hg (67 Pa) (a 20°C) no podrá ser removido en

condiciones normales con la utilización del Venting. Además, el valor límite de la constante de Henry para una volatilización significativa es de 0,01 Pa.m³/mol (a 20°C).

Esta técnica es una de las más empleadas en la actualidad y largamente comercializada. Su control y fiabilidad está relacionada con la calidad del estudio inicial sobre la estructura del suelo y la caracterización de la contaminación. De esta forma, en condiciones óptimas su rendimiento puede superar el 90%. Sin embargo, puede verse afectado por la heterogeneidad del medio, la presencia de materia orgánica y la presencia de contaminantes semivolátiles.

Sparging

El *Sparging*, se basa en el mismo principio que el *Venting* pero se aplica a la zona saturada y en la franja capilar. El aire se inyecta directamente bajo el nivel freático (y no en la zona no saturada como es en el caso del *Venting*), esto va a favorecer la volatilización de los contaminantes que serán extraídos al nivel de la zona vadosa y tratados on site (Fig. 6).

Esta técnica consiste en inyectar un gas (lo más frecuente es aire) a presión bajo el nivel freático. El aire se propaga a través de la zona saturada y posteriormente, asciende hacia la superficie creando burbujas que entran en contacto con los contaminantes disueltos o adsorbidos, esto facilita su volatilización. Las burbujas de aire cargadas con los contaminantes son evacuadas mediante pozos de extracción (colocados alternativamente con los pozos de inyección), dirigiéndolas hacia el sistema de tratamiento de gases.

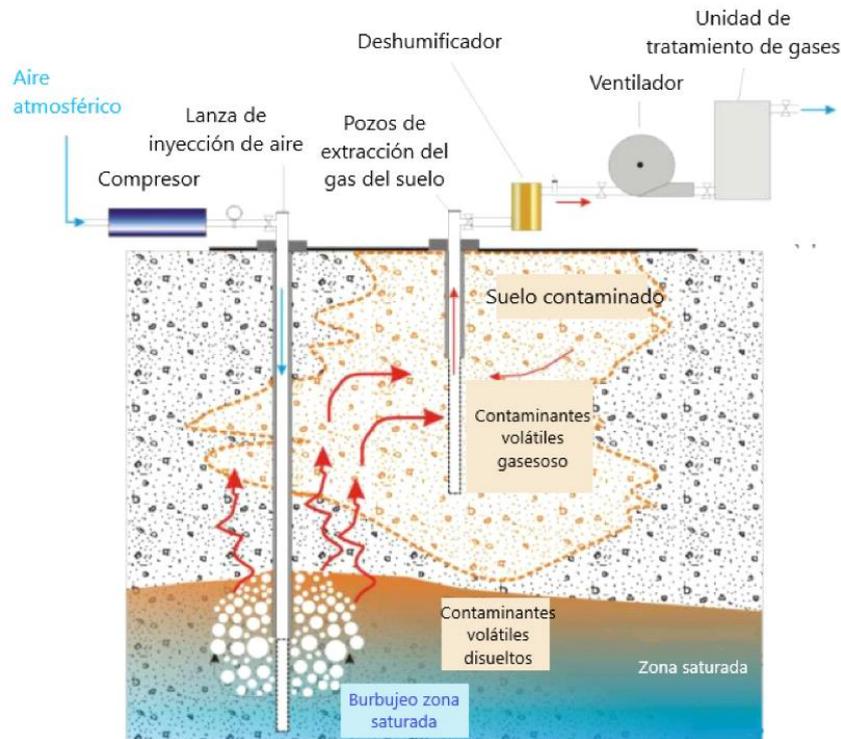


Figura 6. Esquema Sparging.

Asociado con un sistema de Venting, este proceso es capaz de tratar igualmente la zona no saturada.

El Sparging puede ser empleado al mismo tiempo para tratar suelos que presentan una importante contaminación y, a plumas contaminantes presentes en las aguas. En el último caso, el sistema es instalado perpendicularmente en el sentido de migración del penacho.

En este caso y al igual que en el *Venting*, si el suelo a tratar no posee una permeabilidad lo suficientemente alta para permitir la extracción, se puede recurrir a la fracturación hidráulica para aumentar la permeabilidad y acelerar la extracción.

Existen diferentes variantes del *Sparging* como pueden ser:

- *Biosparging*: el oxígeno se aporta a las aguas permitiendo el aumento de la biodegradación aerobia. Los caudales de aire por punto de inyección son inferiores que en el caso del sparging clásico.
- *Pozos de vaporización-aspiración*: esta técnica fue desarrollada en Alemania y combina la aspiración del aire y la circulación del agua subterránea en el mismo pozo (Fig. 7). Permite, por lo tanto, realizar una “cámara de stripping” in situ al forzar el cruce de las dos corrientes: una corriente descendente de aire y una corriente ascendente de agua. Se una cámara de stripping natural en la que los componentes volátiles del agua son transferidos a una corriente de aire. El flujo en contracorriente elimina las partículas del agua y las introduce en el aire. De esta forma, logra tratar el suelo, la franja capilar y el nivel freático tanto en superficie como en profundidad. En los casos en los que la permeabilidad es moderada (10^{-6} m/s), si es necesario se puede instalar una bomba de refuerzo que facilite la ascensión del agua.

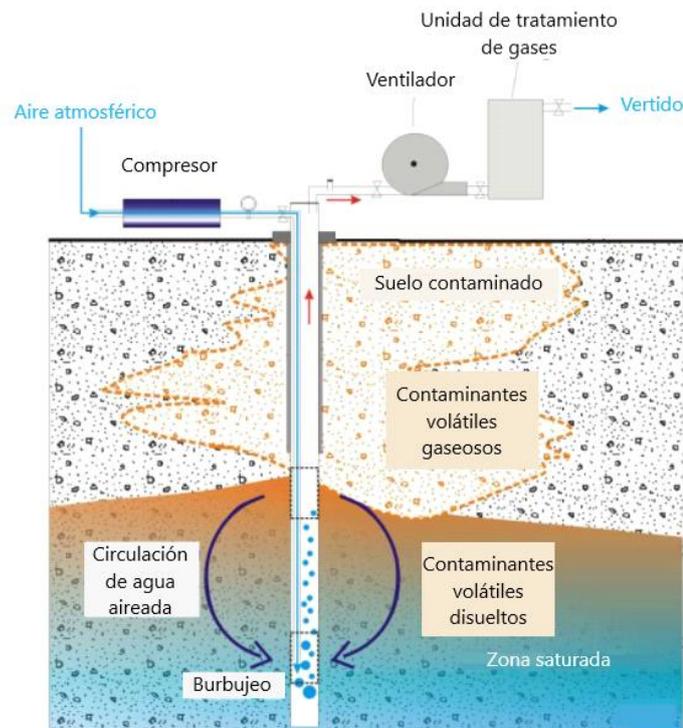


Figura 7. Esquema pozo de vaporización-aspiración.

- *Inyección de metano (CH₄)*: esta inyección permite iniciar la degradación de los disolventes clorados por cometabolismo (degradación simultánea de dos compuestos en la que la degradación del segundo depende de la presencia del primero).

El Sparging permite tratar compuestos orgánicos volátiles y semivolátiles (halogenados y no halogenados) en suelos permeables y homogéneos (constante de Henry superior a 0,01 Pa.m³/mol a 20°C y/o presión de vapor superior a 0,5 mm Hg (67 Pa) a 20°C). Esta especialmente diseñado para el tratamiento de la franja capilar del nivel freático.

Se utiliza frecuentemente para tratar solventes clorados e hidrocarburos volátiles (gasolinas, kerosenos, fueles...). Sin embargo, es poco aconsejable para el tratamiento de contaminantes muy solubles como alcoholes o cetonas.

Desorción térmica

Este tipo de tratamiento (Fig. 8) es seleccionado cuando el empleo del Venting alcanza sus límites (suelos demasiado impermeables o contaminación de compuestos semivolátiles difícilmente extraíbles).

El terreno afectado es calentado mediante diferentes medios (vapor, aire caliente, electrodos...), esto provoca un aumento de la temperatura que tiene por efecto:

- Favorecer la desorción de los contaminantes fuertemente adsorbidos en la matriz del suelo.
- Aumentar la tensión de vapor de los compuestos poco volátiles con objeto de poderlos volatilizar y extraerlos en fase gaseosa.

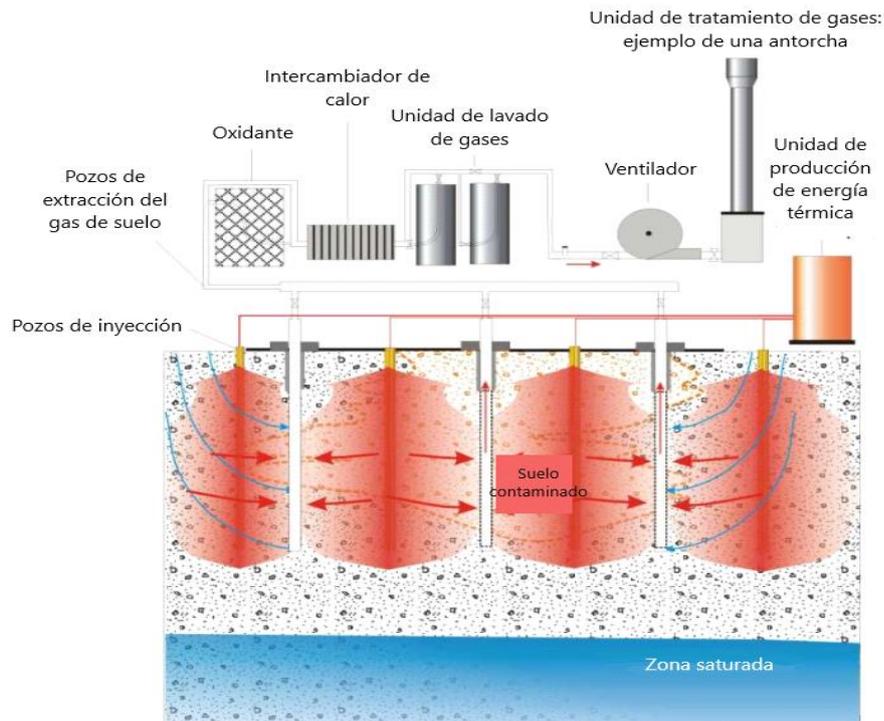


Figura 8. Esquema desorción térmica.

Una vez se volatilizan los compuestos, estos son recuperados mediante una red de extracción similar a la del tratamiento de Venting.

Al igual que en otros procesos, existen distintas variantes:

- Procesos a altas temperaturas ($>100^{\circ}\text{C}$): este tipo de proceso tiene lugar a temperaturas superiores al punto de ebullición del agua (Fig. 9). Se destina esencialmente a la zona vadosa, pero se puede también aplicar a la zona saturada, con la condición de que la velocidad de entrada del agua en la zona a tratar sea más débil que la velocidad de evaporización del agua.

El agua evaporada y los contaminantes volátiles son recogidos mediante un sistema similar al del Venting (pero diseñado para soportar temperaturas elevadas).

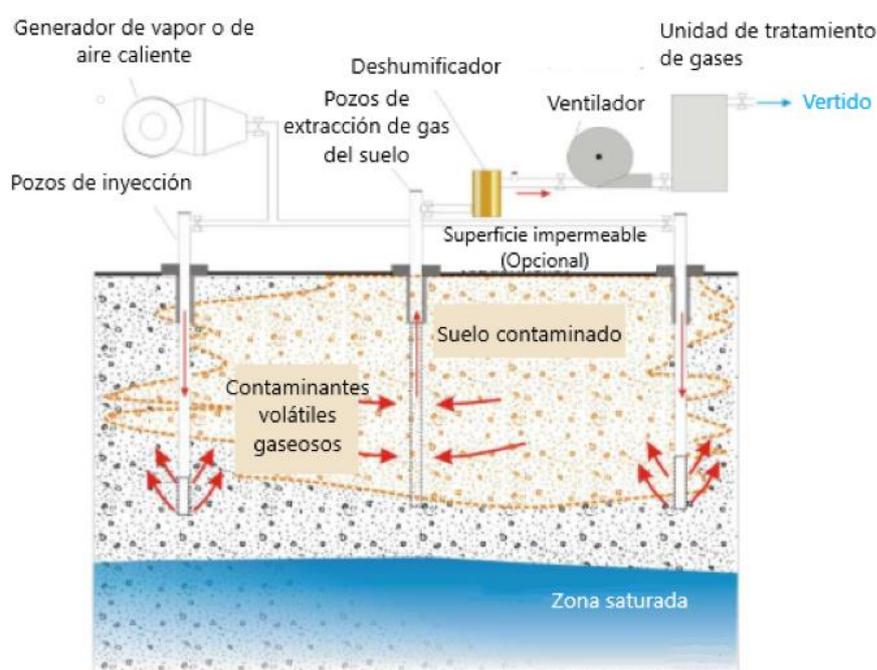


Figura 9. Desorción a altas temperaturas.

- Procesos a bajas temperaturas ($<100^{\circ}\text{C}$): este tipo de procesos se llevan a cabo a temperaturas inferiores al punto de ebullición del agua. Únicamente es empleada para el tratamiento de la zona vadosa.

Además de ser aplicado para aquellos contaminantes que son difícilmente abordables mediante Venting, como pueden ser compuestos volátiles o semivolátiles (disolventes clorados, gasolinas...), también permiten tratar PCB y algún metal pesado como el mercurio.

En condiciones óptimas, el rendimiento de este proceso puede sobrepasar el 95%. Sin embargo, puede ser condicionado por la heterogeneidad del medio, la presencia de materia orgánica y la presencia de contaminantes muy poco volátiles. Esta tecnología es ampliamente utilizada en Estados Unidos; sin embargo, en Europa se encuentra aún en una etapa de aplicación muy prematura.

Barreras reactivas permeables (BRP)

Una barrera reactiva permeable (BRP) está constituida por una zona vertical y permeable de material reactivo (materiales que reciben o ceden electrones, adsorbentes, pequeñas bacterias...) situada perpendicularmente al flujo de circulación de las aguas subterráneas. Los contaminantes presentes en las aguas subterráneas atraviesan de forma natural la barrera, siendo degradados a elementos no nocivos (orgánicos) o adsorbidos (orgánicos, metales pesados y metaloides) por el reactivo.

El principio en el que se basa una barrera de este tipo es el de una zanja en la cual su longitud permite interceptar el conjunto del penacho de la contaminación considerada y por otro lado, su espesor permite dar un tiempo de contacto lo suficientemente largo para asegurar la degradación o adsorción de los contaminantes. Existen a su vez dos grandes tipos de configuración:

- Sistema de pared continua
- Sistema de filtros y puertas

En el caso de una configuración tipo “pared continua” (Fig. 10), la barrera es reactiva y permeable en su totalidad, minimizando las perturbaciones hidráulicas.

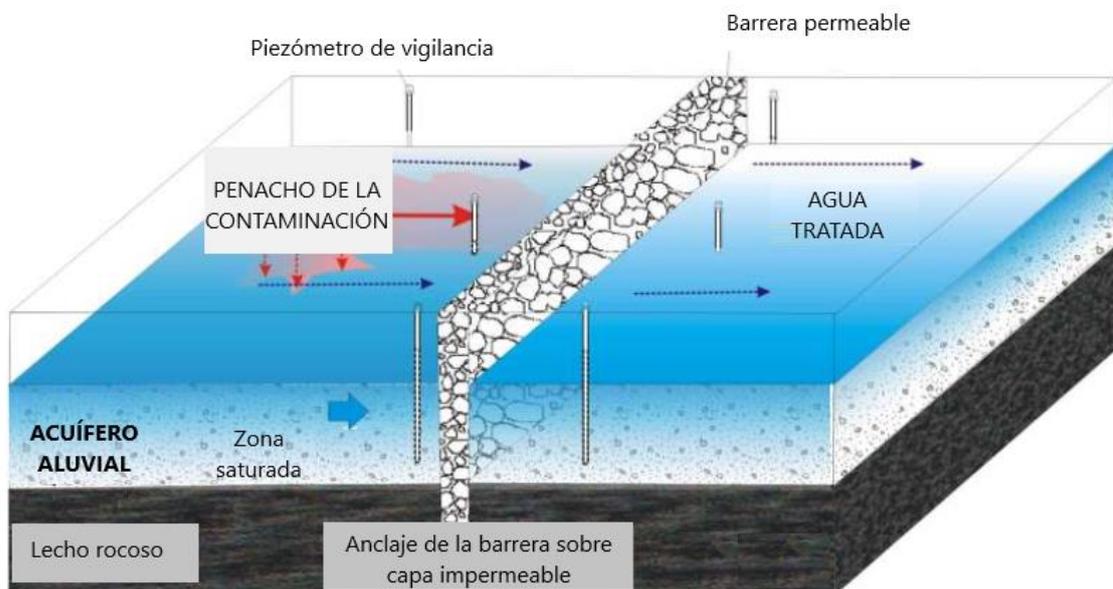


Figura 10. Barrera reactiva permeable clásica.

Al contrario, si se trata de un sistema de “filtros y puertas” (Fig. 11), el penacho contaminante es dirigido con la ayuda de paredes impermeables, hacia una o varias puertas que constituyen la zona reactiva. Esta segunda configuración permite eliminar el problema del establecimiento

de caminos preferenciales de las aguas subterráneas en la longitud de la pared, de esta forma el consumo de material reactivo será optimizado.

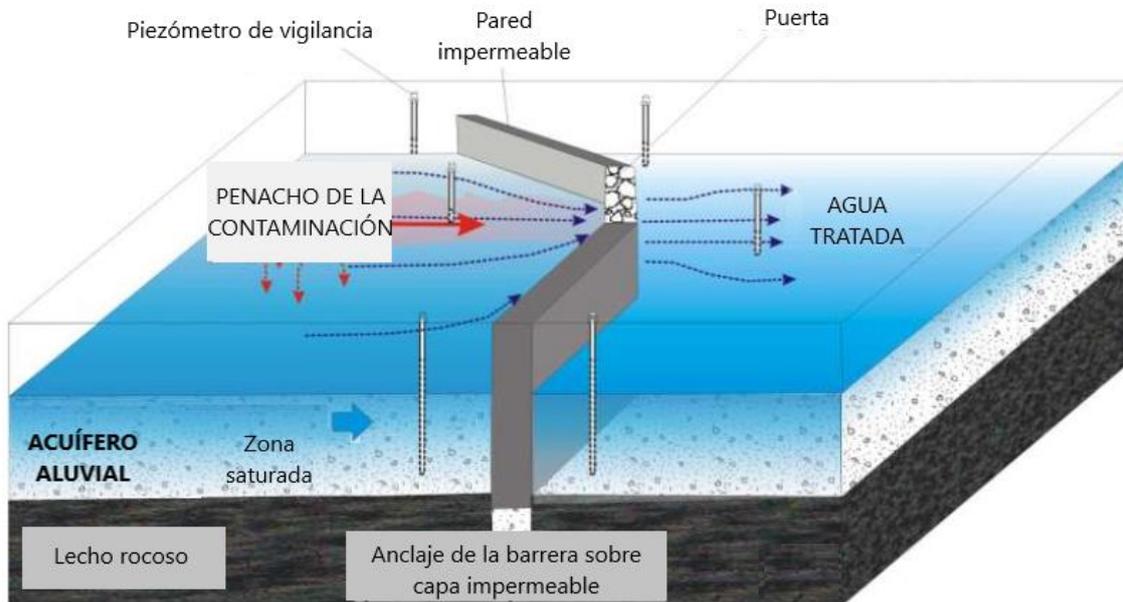


Figura 11. Barrera permeable reactiva con sistema de puertas.

Estas dos configuraciones cubren la mayor parte de las aplicaciones industriales.

Cualquiera que sea la configuración adoptada, la barrera es anclada al sustrato impermeable subyacente de tal forma que la contaminación no pueda fluir por debajo de la pared. En la mayoría de BRP su base es anclada a profundidades que varían entre los 10 y los 20 metros.

Uno de los principales parámetros a controlar es el volumen de material reactivo instalado, y depende de:

- Las dimensiones de la barrera
- La extensión del penacho de contaminación
- Del flujo de agua a tratar
- De la cinética de los contaminantes y sus subproductos
- De la capacidad de adsorción del reactivo

En todos los casos, el espesor de la zona activa de tratamiento debe permitir un tiempo de contacto lo suficientemente elevado como para lograr un contacto óptimo entre las aguas y el reactivo. El tiempo de contacto es más elevado en las barreras de tipo "pared continua", donde toda la masa de agua converge desde aguas arriba hacia uno o varios pasos.

Es necesario precisar que las intervenciones sobre los reactivos son mucho más complejas para las barreras de tipo “pared continua”, al contrario que las de “filtros y puertas” cuya manipulación y recarga es mucho más sencilla.

Dentro de las BRP, independientemente de su configuración, estas pueden emplear distintos materiales como reactivos:

- *Barreras de adsorción:* los materiales utilizados son carbón activos o zeolitas que permiten la adsorción de los contaminantes, los cuales una vez saturados han de ser cambiados. Esta técnica es esencialmente utilizada para el tratamiento de compuestos orgánicos.
- *Barreras de precipitación:* los materiales empleados reaccionan principalmente con los compuestos inorgánicos. Por ejemplo, aguas subterráneas contaminadas por baterías (efluentes ácidos cargados en plomo) pueden ser tratadas gracias a un material filtrante compuesto de cal que asegura la neutralización de las aguas y la precipitación del plomo.

Otro tipo de contaminante que puede ser tratado es el cromo VI logrando su reducción a cromo III y su inmovilización con cal y sulfuro de sodio, por ejemplo.

- *Barreras de degradación:* ciertos contaminantes orgánicos son degradados a compuestos menos o nada tóxicos aguas abajo de la zona de reacción. Por ejemplo, el percloroetileno (PCE) o el tricloroetileno (TCE) pueden ser degradados al atravesar la zona reactiva cargada de granos o virutas de hierro. Las barreras pueden también estar repletas parcialmente de nutrientes o de materiales oxidantes o reductores con el fin de crear, según las necesidades, las condiciones hidrogeoquímicas que propicien la biodegradación de distintos compuestos orgánicos.

La variedad en cuanto a configuración y elección de reactivos permiten el tratamiento de una gama muy amplia de contaminantes orgánicos (COV, COHV, SCOHV) y ciertos metales pesados (As, Cd, Cr, Pb...). Se puede emplear este tipo de tratamiento en acuíferos con permeabilidades muy distintas, con preferencia de medios homogéneos y porosos.

El rendimiento de esta tecnología depende estrechamente de las condiciones hidrogeoquímicas pero también del tipo de proceso instalado. Un proceso fisicoquímico bien dimensionado puede alcanzar rendimiento de más del 95%, en el caso de procesos biológicos estos rendimientos son inferiores.

Oxidación química in situ

La oxidación química in situ consiste en inyectar un oxidante en los suelos (tanto zona saturada como zona no saturada) sin la necesidad de realizar una excavación (Fig. 12). Este oxidante va a reaccionar con los contaminantes destruyéndolos (transformándolos en agua, CO₂ y sales) o transformándolos en subproductos generalmente más biodegradables.

La oxidación es una reacción electroquímica, en la que un compuesto pierde uno o varios electrones. El oxidante es el compuesto que acepta y recibe electrones y que posteriormente, se convierte después de una reacción en un compuesto reducido.

El tipo de oxidante elegido depende de las características medioambientales (geología, hidrogeología, geoquímica), además de las características de la fuente de contaminación y/o del penacho (columna contaminante en estado líquido que se mueve a través del acuífero). Los oxidantes son principalmente utilizados en forma de líquido (permanganato, persulfatos de sodio, peróxido de hidrógeno...), únicamente el ozono es empleado en forma gaseosa. Las modalidades de inyección influyen fuertemente en los resultados de la contaminación, el resultado será tanto mejor cuanto más estrecho sea el contacto entre el contaminante y el oxidante.

En la actualidad existen tres modos de inyección diferentes:

- La inyección de oxidantes líquidos: proceso cercano al lavado in situ.
- La inyección de oxidantes gaseosos (esencialmente O₃): proceso similar al Sparging/Venting.
- La mezcla In situ: proceso cercano a la solidificación/estabilización in situ mediante mezcla. Este proceso es menos empleado que los otros, pero más adaptado para los suelos menos permeables y heterogéneos.

En muchos casos, tanto los gases como las aguas son bombeadas y tratadas aguas abajo de la zona de inyección.

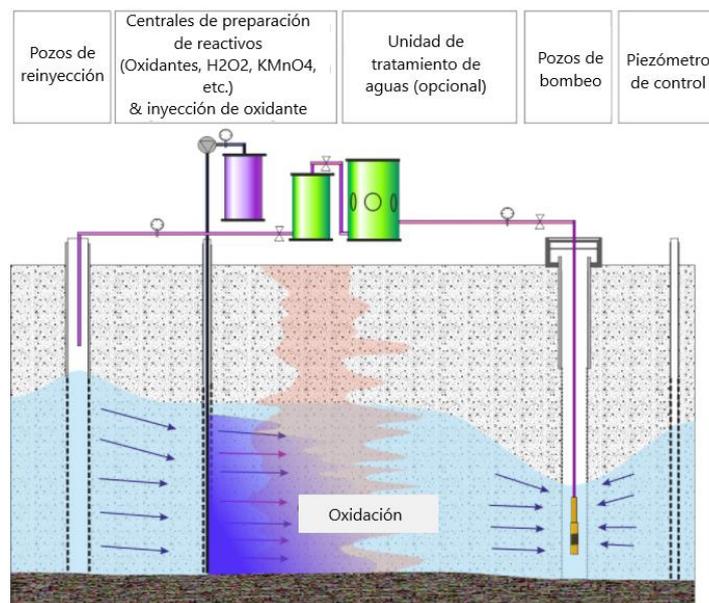


Figura 12. Esquema oxidación química in situ.

Las variantes de esta tecnología dependen del tipo de oxidante a emplear. El poder específico de cada uno de ellos está caracterizado por el potencial de oxido-reducción de la pareja oxidante/reductor.

De una manera general, los oxidantes más potentes presentan las siguientes características:

- Vida media de degradación y, por lo tanto, menor remanencia del producto

- Menor radio de acción
- Mayor espectro de contaminantes orgánicos oxidables

El ozono es el único oxidante capaz de tratar fácilmente la zona vadosa.

Con relación a su aplicación, este tratamiento puede ser aplicado tanto en la zona saturada como en la no saturada, abarcando un largo espectro de contaminantes orgánicos (COV, COHV, SCOV, SCOHV, pesticidas), incluso en concentraciones muy importantes. Es preferible su aplicación en suelos homogéneos y relativamente permeables.

La inversión inicial de este tipo de soluciones es bastante baja y, corresponde principalmente a la instalación de la unidad y red de pozos de inyección. Sin embargo, el coste de implementación es muy importante y está asociado al consumo de los reactivos empleados.

Requiere una importante experiencia, sobre todo para determinar la cantidad de reactivo y número de inyecciones a realizar. Por ello es necesario llevar a cabo ensayos a escala de laboratorio que permitan su correcto dimensionamiento. Además, es necesario tomar las medidas de seguridad necesarias para el transporte y manipulación de este tipo de agentes químicos.

La aplicación de esta tecnología está ligada en su mayoría al tratamiento de bolsas de hidrocarburos procedentes de fugas en estaciones de servicio, siendo preferible a otros tipos de tecnologías.

Electrorremediación

Este proceso permite separar y extraer los metales pesados y ciertos contaminantes orgánicos tanto de la zona saturada como de la no saturada. Se trata de un tratamiento in situ basado en la aplicación de un voltaje débil entre dos electrodos implantados a cada lado de la zona contaminada (Fig. 13). Entre ambos existirá una diferencia de potencial eléctrico que provocará una corriente eléctrica que conlleva una migración de los iones presentes en el interior del terreno hacia sus respectivos electrodos (ánodo y cátodo) donde son recuperados.

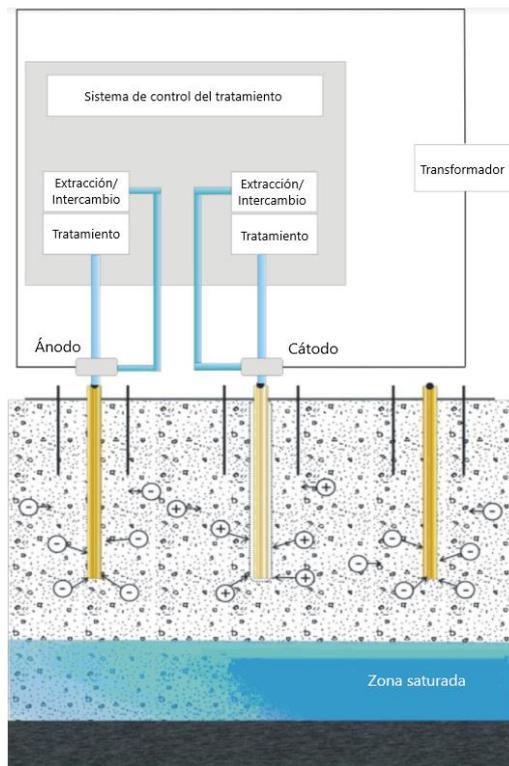


Figura 13. Esquema electroremediación.

Existen a su vez diferentes procesos de electroremediación:

- La electro-osmosis: consiste en el movimiento del agua desde el ánodo hacia el cátodo.
- La electromigración: se produce un transporte de los iones y de complejos iónicos al electrodo de carga opuesta (cátodo y ánodo).
- Electroforesis: consiste en un transporte de partículas cargadas o de coloides bajo la influencia de un campo eléctrico. Los contaminantes son transportados en forma adsorbida.

Esta solución se centra en el tratamiento de suelos afectados por compuestos polares como pueden ser los metales pesados (plomo, mercurio, cadmio, níquel, cinc o cromo), ciertos radioelementos (Cs137, Sr90, Co60, U), así como cationes/aniones y compuestos orgánicos hidrosolubles. Además, se puede aplicar a concentraciones en contaminantes superiores a varios miles de ppm.

Concretamente, los metales pesados como el uranio, mercurio y las mezclas de metales son los más adaptados para tratar mediante esta tecnología. Su rendimiento puede variar del 75 al 99% para este tipo de metales.

En determinadas ocasiones, se pueden emplear productos químicos como surfactantes para aumentar la solubilidad de los contaminantes y, consecuentemente su movilidad.

Este sistema de electromigración está constituido por los siguientes elementos:

- Electrodo (ánodos, cátodos) fijados a un sistema de sujeción y alimentado por una corriente eléctrica
- Sistemas de extracción/intercambio de cationes y aniones

- Sistemas de inyección de fluido de tratamiento catódico y aniónico
- Tratamiento/recirculación de productos extraídos
- Sistema de control y vigilancia de aguas subterráneas
- Almacenamiento de residuos sólidos y líquidos producidos durante el tratamiento

Una de las principales ventajas que presenta este proceso es que es capaz de ser empleado en suelos que presentan una baja permeabilidad (granulometría pequeña y alto contenido en arcillas). Sin embargo, requiere un buen control del tratamiento ya que la aplicación de un campo eléctrico puede provocar un calentamiento que secará el terreno y, por lo tanto, disminuiría su conductividad y consecuentemente su rendimiento.

Lavado de suelos in situ

Este proceso consiste en lavar los suelos sin excavación (zonas saturadas y no saturadas) mediante la inyección de agua u otros agentes movilizadores en solución. Estas inyecciones son realizadas aguas arriba o en el seno de la fuente de contaminación. El agua ahora cargada con los contaminantes que fueron movilizados del suelo, son bombeadas y tratadas en superficie.

Los fluidos empleados para el lavado percolarán en el suelo y extraerán los contaminantes mediante desorción o solubilización. Los contaminantes disueltos en la mezcla de agua y solución de lavado son recogidos en pozos poco profundos o en sistemas de drenaje subterráneos y, posteriormente bombeados hasta la superficie donde son tratados.

Una vez se eliminan los contaminantes de los agentes extractores que los contienen, estos pueden ser reciclados.

La infiltración puede ser realizada mediante zanjas, pozos verticales, drenes horizontales, sistemas de rocío (Fig. 14) o estanques en superficie. En función de las condiciones locales, las aguas serán depuradas en superficie y, posteriormente reinyectadas en el acuífero o vertidas directamente a la red más cercana.

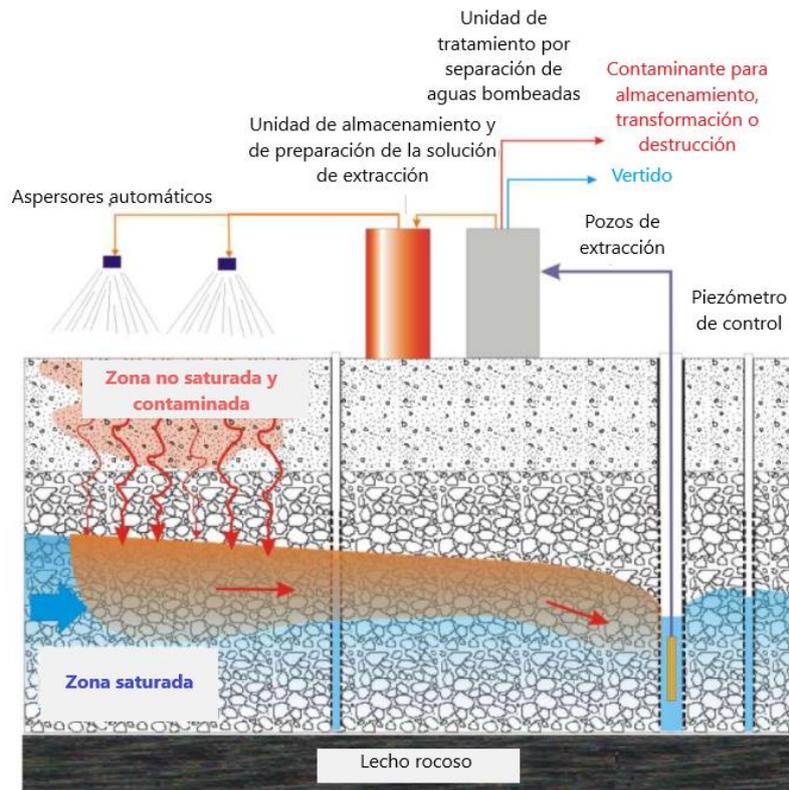


Figura 14. Esquema lavado de suelos in situ con rociadores.

El lavado in situ se lleva a cabo principalmente con agua, mezclada con soluciones de extracción como:

- Ácidos: para la disminución del pH y movilizar ciertos metales.
- Bases: por ejemplo, la sosa en solución acuosa para favorecer la movilización de los hidrocarburos presentes en la zona no saturada.
- Surfactantes: para la desorción de los contaminantes de la matriz del suelo.
- Agua aireada, peróxido de hidrógeno, o agua mezclada con peróxido de hidrógeno: para aumentar la estimulación biológica

Además, el uso de agua previamente calentada permite aumentar de forma significativa el rendimiento de la descontaminación. Esto se debe a que el aumento de la temperatura disminuye la viscosidad de los fluidos y mejora su movilización.

La inyección del agua y soluciones puede realizarse a distinta profundidad en función del tipo de la zona que se quiera tratar. Las inyecciones serán llevadas a cabo en profundidad si se desea tratar la zona saturada y, en superficie si se quiere llevar a cabo el tratamiento de la zona vadosa.

El lavado se emplea principalmente para hacer frente a los contaminantes orgánicos (hidrocarburos, disolventes clorados, HAP, PCB, explosivos...), pero también puede ser utilizado para tratar terrenos afectados con metales no volátiles.

En el caso de que se requiera realizar un lavado químico de un suelo afectado por contaminantes volátiles, es preferible llevarlo a cabo en un reactor debido a la posibilidad de transferir los contaminantes a la atmósfera.

Su rendimiento varía en función de la heterogeneidad del medio, la presencia de materia orgánica que consuma parte de los agentes inyectado y la presencia de contaminantes semivolátiles, encontrándose en un intervalo de entre el 50 al 80%.

Reducción química in situ

La reducción química in situ consiste en inyectar un agente reductor en los suelos (zona saturada y no saturada) sin excavación (Fig. 15). Este reductor tendrá como objetivos:

- Destruir total o parcialmente los contaminantes orgánicos.
- Reducir los contaminantes inorgánicos para estabilizarlos o volverlos menos tóxicos.

Se trata de un proceso en el que se da una reacción electroquímica, en la que un compuesto gana uno o varios electrones. El reductor es el compuesto que cede electrones y que se convierte en un compuesto oxidado tras una reacción.

El tipo de agente reductor a seleccionar depende de las características medioambientales (geología, hidrogeología, geoquímica) y de las características de la fuente de contaminación y/o del penacho (tipo de contaminantes, distribución). Las modalidades de inyección tienen una gran influencia sobre los resultados de la descontaminación; cuanto más estrecho sea el contacto entre el reductor y el contaminante, mejor será el resultado.

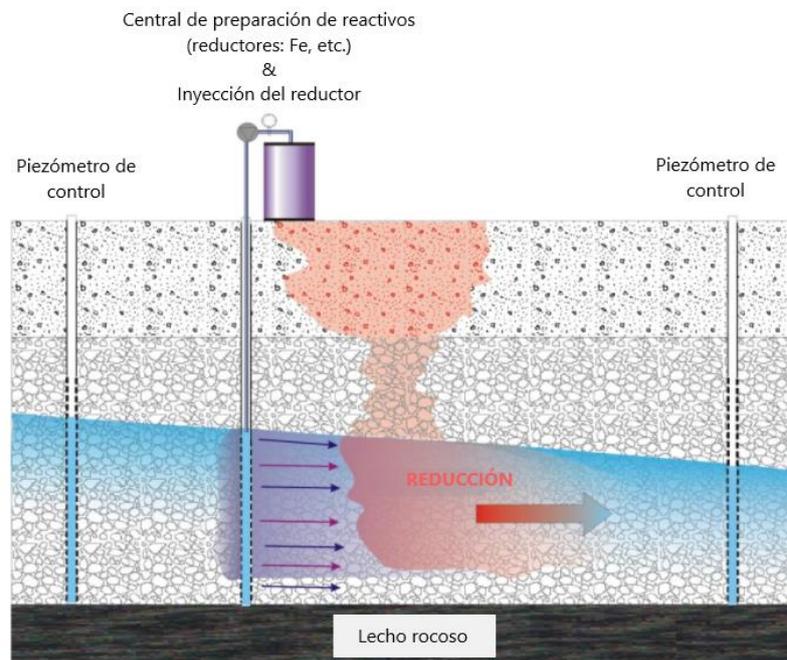


Figura 15. Esquema reducción química in situ.

Existen cuatro modalidades de inyección:

- La inyección de reductores líquidos: proceso próximo al lavado de suelos in situ y a la ISCO.

- Inyección de reductores gaseosos (principalmente H₂S): proceso próximo al *Venting/Sparging*.
- Mezcla en profundidad in situ (*Deep Soil Mixing*) con inyección de reductores en forma de polvo soluble o forma líquida: proceso en el que la aplicación es similar a la solidificación/estabilización in situ. Este proceso es menos utilizado que los otros y es más adecuado para los suelos menos permeables y homogéneos.
- Mezcla superficial in situ con inyección de reductores en forma de polvo soluble o líquido: proceso muy próximo al *Landfarming* (posteriormente explicado).

En el caso de inyección de reductores gaseosos es necesario adaptar la instalación, añadiendo equipos como pueden ser sistema de tratamiento de gases o puntos de inyección. Algo similar ocurre si la inyección se hace mediante la mezcla de suelos, de forma que al igual que en el *Deep Soil Mixing* se necesitará un equipo de mezclado y una central de dosificación, entre otros.

Solidificación-estabilización in situ

Los procesos de estabilización-solidificación tienen como objetivo retener los contaminantes para reducir su movilidad. Se trata de distintos procesos que se pueden aplicar independientemente o juntos:

- La estabilización, que, a su vez, se divide en:
 - Estabilización química, es decir la transformación química de un contaminante lixiviable en un compuesto poco o nada soluble.
 - Estabilización física, es decir, el aumento de la capacidad de absorción de contaminantes de los materiales mezclándolos con diferentes aditivos para hacerlos menos movilizables.
- La solidificación, por su parte, consiste en encerrar el material contaminado en una matriz estable, dura e inerte para disminuir su permeabilidad, y por lo tanto su contacto con el agua. En este caso, se actúa sobre la vía de transferencia de la contaminación.

La adición de aditivos necesarios para la solidificación y estabilización in situ se puede aplicar de dos modos diferentes:

- Mezcla mecánica in situ (*Deep Soil Mixing*): consiste en la mezcla mecánica del suelo con ayuda de una barrena helicoidal simple o doble (Fig. 16) en función de la geología del terreno. En todos los casos las hélices son introducidas en el terreno mediante presión y rotación.
De forma simultánea, un aglomerante y agua son inyectados en el terreno mediante agujeros con los que cuenta la hélice. Posteriormente, la herramienta de perforación sube y baja para facilitar la mezcla. Por último, durante la subida final de la hélice suele ir acompañada de una recompactación del suelo (mediante el empuje y giro en sentido contrario). Además, del aglomerante y el agua se pueden añadir aditivos (agentes reductores u oxidantes, bentonita...) en función de las necesidades de tratamiento.

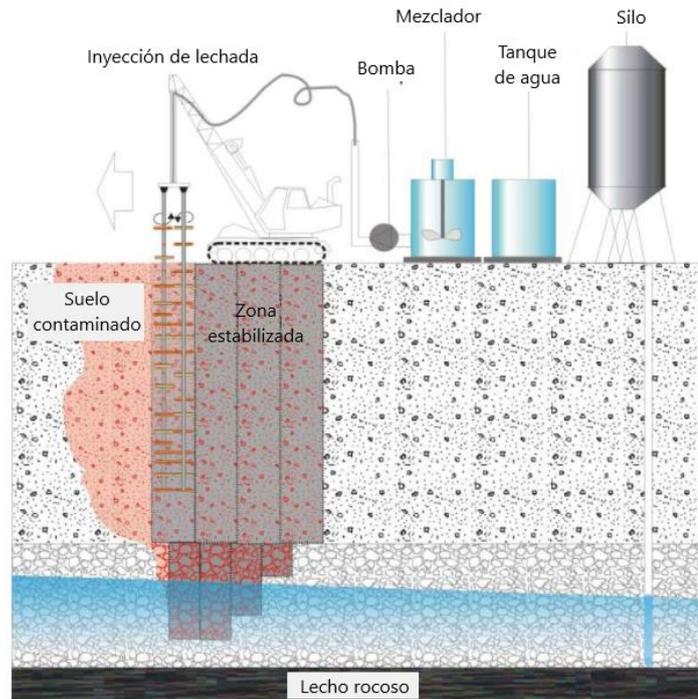


Figura 16. Esquema Deep Soil Mixing.

- Inyección forzada (*Jet Grouting*): este proceso consiste en inyectar un fluido a una elevada presión para destruir el terreno y mezclarlo con una lechada (principalmente de cemento para la estabilización). Durante la retirada de la barrena (Fig. 17), el aditivo se inyecta a través de una a tres boquillas situadas en la base de la barra de perforación.

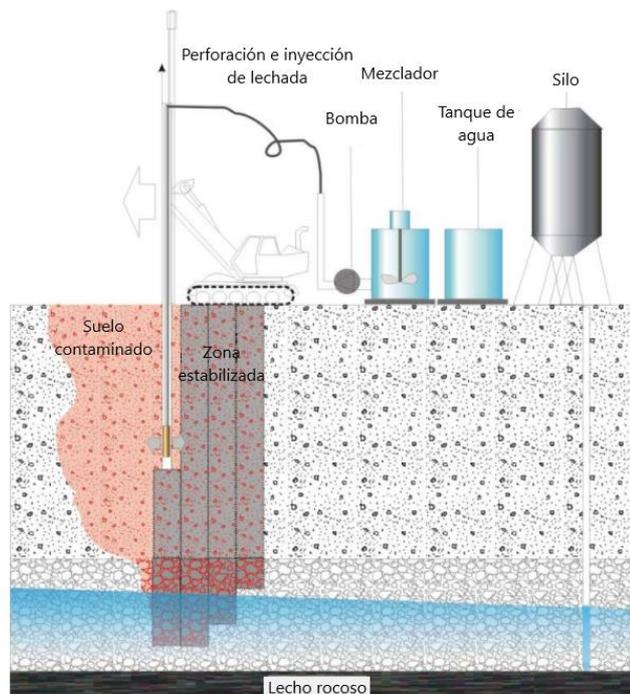


Figura 17. Esquema jet grouting.

En ambos casos (*Deep Soil Mixing* y *Jet Grouting*), las perforaciones deben estar unidas para tratar toda la zona identificada.

Los mecanismos que tienen lugar en los procesos de estabilización pueden ser tanto físicos como químicos. La diferencia entre ambos tiene que ver con la escala a la que se producen. De esta forma, la estabilización química tiene lugar a una escala atómica, dado que necesita una reacción química para que el proceso se lleve a cabo y la estabilización física y solidificación suceden a una escala mayor, en la que los constituyentes peligrosos del medio ambiente (agua, otros fluidos, etc.) son encerrados en una matriz (solidificación) o adsorbidos sobre las partículas constituyentes de la matriz (estabilización física).

Otra de las variantes de la solidificación in situ es:

- *Vitrificación in situ*: este proceso consiste en solidificar/estabilizar el suelo mediante el aumento de la temperatura para transformarlo en un material fundido que se vitrifica al enfriarse (Fig. 18). Los electrodos se introducen en la fuente de contaminación (zona vadosa). A continuación, una corriente eléctrica se establece entre los electrodos, de forma que el paso de corriente eléctrica a través del suelo genera un aumento significativo de la temperatura (1600°C a 2000°C), lo que conduce a la fusión del suelo. De esta forma, los compuestos orgánicos se destruyen o se volatilizan y se envían a una unidad de tratamiento específica. Es por ello por lo que toda la zona a tratar debe de colocarse bajo una campana de humos. En el caso de los compuestos inorgánicos estos son incorporados a la matriz vitrificada una vez el suelo se enfría. El suelo una vez vitrificado es muy estable, inerte y muy poco lixiviable.

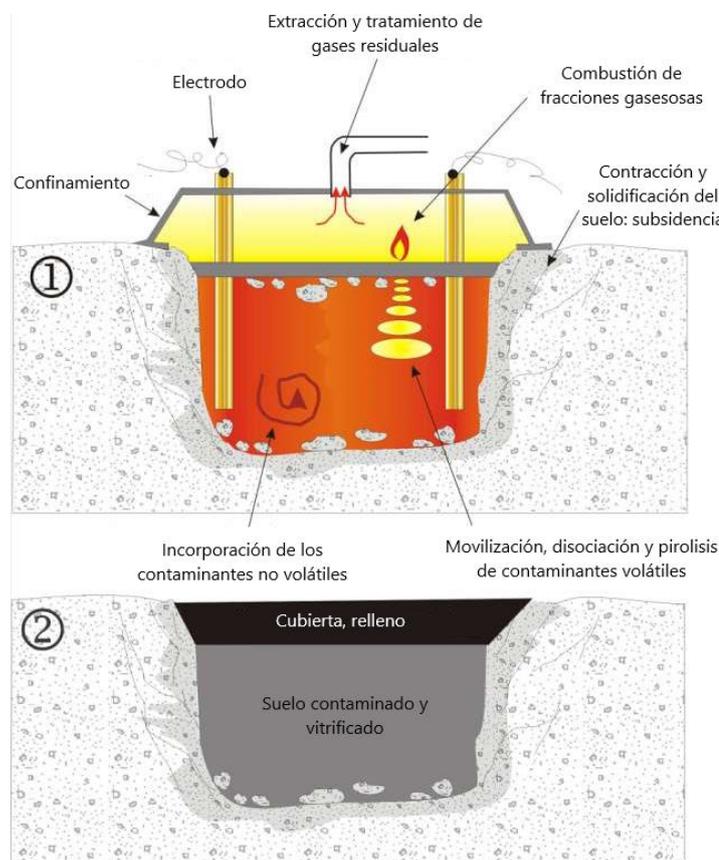


Figura 18. Esquema vitrificación in situ.

Esta tecnología se emplea especialmente para la remediación de terrenos afectados con metales pesados (cromo, arsénico, cobre, cinc o mercurio) y ciertos contaminantes radioactivos. En menor medida es empleada para compuestos orgánicos nada o poco biodegradables, por ejemplo, los PCB, creosotas o pesticidas.

El uso de este tipo de soluciones presenta una amplia madurez, sobre todo debido a tratamientos similares que se han llevado a cabo sobre residuos. Sin embargo, su mayor limitante es el precio debido a la cantidad de agua, aglomerante y aditivos que se requieren.

Fitodegradación

Se trata de una técnica de descontaminación que consiste en degradar los contaminantes orgánicos en compuestos más simples y menos tóxicos a través de la actividad metabólica y, por tanto, de la producción de numerosas enzimas con la ayuda de especies vegetales y microorganismos.

La degradación puede tener lugar en la planta a nivel de las partes en contacto con el aire (Fig. 19), lo que supone la adsorción previa del contaminante o fuera de la planta vía la producción de enzimas (exsudados).

Ciertas enmiendas pueden ser utilizadas con objeto de aumentar los rendimientos de la fitorremediación, de esta forma se hablará de fitodegradación ayudada o asistida. Estos acondicionamientos pueden ser de dos tipos:

- Químicos, para facilitar la instalación de las plantas y su perpetuación.
- Biológicos (bacterias, hongos micorrícicos...), para mejorar la capacidad de degradación directa o para favorecer el desarrollo y la resistencia de las plantas.

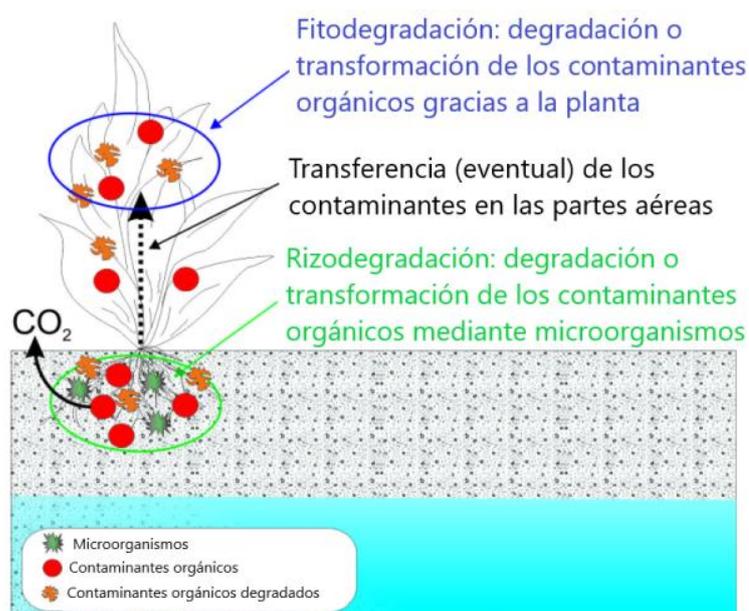


Figura 19. Proceso de fitodegradación.

Es importante precisar que la biomasa producida puede ser recolectada y valorizada, sin embargo, la acumulación eventual de contaminantes en la parte aérea necesita de una vigilancia y control particular. Además, presenta la ventaja de que los medios materiales necesarios para implantar esta solución están relacionados con el cultivo de plantas.

Los contaminantes más tratados mediante fitodegradación son los contaminantes orgánicos: HAP, TPH, BTEX, PCB, disolventes clorados... Esta técnica puede ser aplicada tanto en un medio urbano como rural sobre espacios agrícolas, en superficies poco contaminadas. Su capacidad de actuación alcanza los 50 cm de profundidad en suelos limosos o arenosos.

La eficacia de esta técnica depende de la buena implantación de la especie vegetal, la biodisponibilidad del contaminante y la ausencia de efectos negativos en medios naturales cercanos (aguas superficiales, subterráneas, cultivos próximos, etc.).

Fitoextracción

Consiste en extraer los contaminantes presentes en el suelo con la ayuda de especies vegetales, con o sin enmiendas agrarias. Las plantas absorben los contaminantes del suelo a través de sus raíces transfiriendo y acumulando los contaminantes en sus partes aéreas cosechables, lo que permite reducir las concentraciones contaminantes en los suelos (Fig. 20).

Su objetivo es el empleo de especies concretas de plantas utilizando su capacidad para extraer y almacenar los contaminantes biodisponibles. Las plantas herbáceas, los arbustos o los arboles puede ser utilizados, al igual que ciertas plantas hiperacumuladoras para determinado tipo de contaminante.

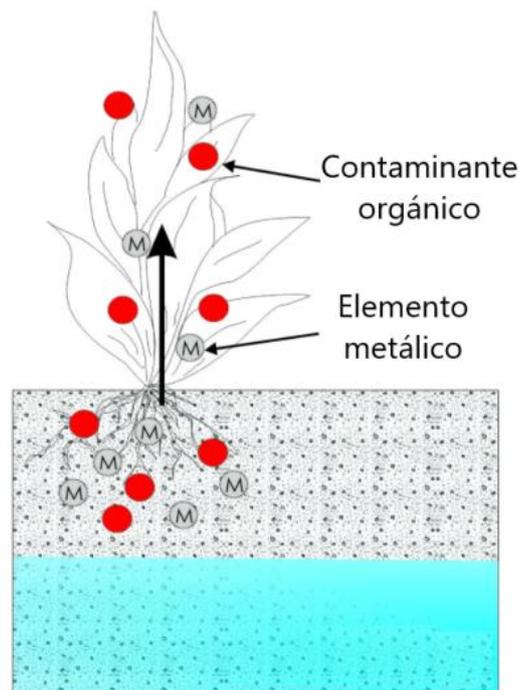


Figura 20. Proceso de fitoextracción.

Al igual que ocurre en la fitodegradación, ciertos acondicionamientos pueden ser utilizados para aumentar el rendimiento del tratamiento, tomando el nombre de fitoextracción asistida o ayudada. Su objetivo es aumentar la movilidad de los elementos traza para facilitar su absorción por las plantas o bien crear las condiciones agrónomas necesarias para permitir el crecimiento de las plantas y aumentar su biomasa.

En este caso el tipo de contaminantes tratados mediante la fitoextracción son los contaminantes inorgánicos como pueden ser: Ni, Cd, Cu, Zn o As. Esta técnica no es particularmente apropiada en el caso del tratamiento de contaminantes en equilibrio entre las fases sólidas y disueltas del suelo.

La eficacia depende de la cantidad de oligoelementos extraídos (capacidad de las plantas para concentrar los contaminantes en sus partes aéreas y producir una cantidad de biomasa significativa). El rendimiento de extracción corresponde al producto de la concentración en contaminantes por la biomasa producida por unidad de superficie.

Se pueden calcular distintos índices:

- Factor de bioconcentración: se corresponde a la concentración en las partes aéreas dividido por la concentración total en el suelo.
- Factor de translocación es la concentración en las partes aéreas dividida por la concentración en las raíces.

La actuación del tratamiento puede ser aumentada mediante la fertilización o irrigación. Su profundidad de tratamiento es hasta los 50 cm en suelos homogéneos de limos o arenas.

Fitoestabilización/Fitoimmobilización

La fitoestabilización consiste en inmovilizar los contaminantes inorgánicos con ayuda de especies vegetales. Las plantas reducen la transferencia horizontal y vertical de contaminantes disminuyendo su movilidad en el suelo, agua o aire. Dado que los contaminantes se mantienen en el suelo, esta técnica puede llegar a no ser considerada de descontaminación. Sin embargo, ayuda a limitar los riesgos en un plano ambiental y sanitario.

La reducción de la movilidad de los contaminantes para prevenir su migración puede realizarse bien mecánicamente al reducir la escorrentía o la erosión eólica, o bien químicamente disminuyendo la biodisponibilidad.

Las plantas modifican la forma química de los contaminantes al cambiar el entorno del suelo (pH, potencial redox) alrededor de sus raíces y en las zonas periféricas contribuyendo a la absorción o precipitación de los contaminantes (Fig. 21). Estas permiten el mantener los contaminantes en el suelo.

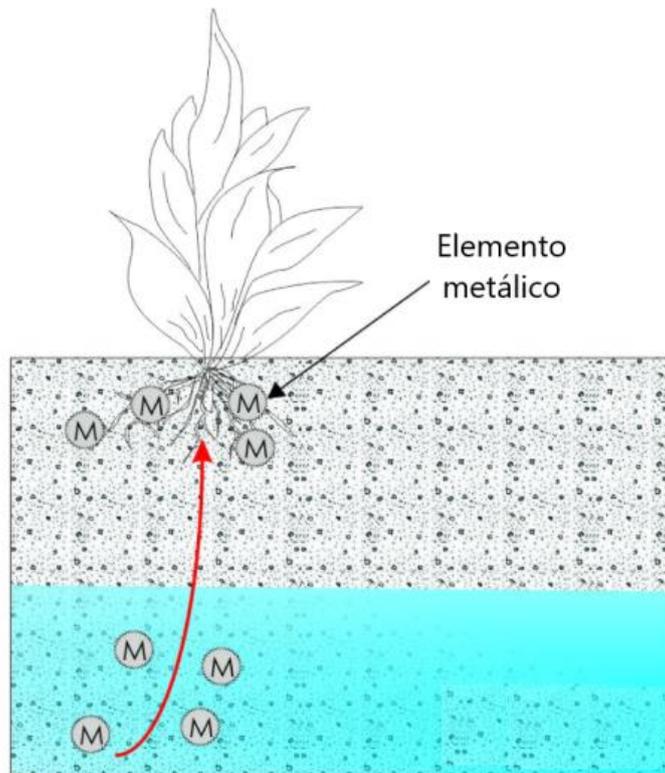


Figura 21. Proceso de fitoestabilización-fitoimmobilización.

Los microorganismos que viven cerca de las raíces también colaboran a cambiar la forma química de los contaminantes y contribuyen a robar contaminantes o disminuir su toxicidad.

Al igual que en otras técnicas de fitorremediación, se pueden añadir acondicionadores agrarios que mejoren las actuaciones de esta técnica. A diferencia de la fitoextracción y teniendo en cuenta que su objetivo es limitar los fenómenos de erosión o lixiviación de los contaminantes, esta técnica se adapta principalmente al tratamiento de los contaminantes en equilibrio entre la fase sólida y disuelta del suelo.

La eficacia de esta técnica depende de la cobertura vegetal del suelo, que debe de ser lo más alta posible, y de la transferencia de metales traza que debe ser reducidos al máximo. Una cobertura cercana al 100% de la superficie puede suponer una reducción de casi el 90% de la dispersión de contaminantes por el viento y una reducción del 30% de la infiltración efectiva del agua de lluvia. Esta técnica también puede reducir el contenido de contaminantes del agua de escorrentía en un 85%.

Todas las técnicas de fitorremediación son a largo plazo por lo que es importar controlar la consecución de los objetivos de calidad ambiental. Los plazos de tratamiento pueden variar de pocos años incluso a 20 años.

5.2 Técnicas de tratamiento on site y off site

Cuando los tratamientos in situ no se contemplan, bien porque se tiene que realizar una excavación del terreno obligatoria como puede ser el caso de la construcción de un parking subterráneo, o bien porque tras un análisis exhaustivo de las soluciones in situ se descartan por una falta de viabilidad técnica o económica, aparecen los tratamientos on site (extracción del medio contaminado para tratarlo en el propio emplazamiento) u off site (evacuación de las tierras/aguas contaminadas para su posterior gestión en las instalaciones adecuadas).

Estas técnicas pueden ser adecuadas por ejemplo cuando un proyecto de remediación cuenta con unos plazos de ejecución muy ajustados y requiere cierta velocidad a la hora de acometer los trabajos de descontaminación. La distinción entre llevar a cabo un tratamiento on site u off site depende de varios factores:

- Disponibilidad de tiempo para el tratamiento: si los plazos de tratamiento no son muy ajustados, realizar el tratamiento en el mismo emplazamiento donde se extrae el medio contaminado permitiría una menor movilización y dispersión de los contaminantes durante su transporte a la planta de tratamiento adecuada.
- Disponibilidad de equipos y plantas de tratamiento móviles o semimóviles: no todos los equipos están adaptados o tienen disponibilidad para poder movilizarlos hasta el emplazamiento en cuestión.
- Cantidad de agua o suelo a tratar: en aquellas situaciones en las que el volumen de suelo o agua a tratar es muy elevado, transportarlos hasta plantas de tratamiento off site puede generar un sobrecoste demasiado elevado como para poder considerar este tipo de soluciones. Puede resultar más ventajoso instalar la planta de tratamiento en la propia parcela.
- Emplazamiento lo suficientemente extenso: las técnicas on site dejan de ser viables en aquellos casos en los que no se dispone de una superficie extensa en la que poder llevar a cabo los trabajos.

Bombeo y tratamiento

Se trata de extraer las aguas subterráneas contaminadas y posteriormente, tratarlas antes de volver a verterlas (o eliminarlas en plantas de tratamiento adecuadas).

Se emplea para recuperar los contaminantes orgánicos o minerales en la fase disuelta de la zona saturada y la franja capilar, el bombeo moviliza la contaminación hacia los puntos de extracción. La circulación del agua inducida por el bombeo permite generar una renovación del agua de los poros en la zona saturada (Fig. 22). De esta forma:

- El agua que pasa a través de una zona contaminada se va a cargar en contaminantes-
- Las concentraciones de contaminantes adsorbidos por la matriz sólida (en la zona capilar y la zona saturada) y presentes en forma gaseosa (zona vadosa) van a verse ligeramente reducidas.

Previamente, al inicio del bombeo es necesario establecer un punto de vertido de las aguas una vez bombeadas. Este punto depende del contexto medioambiental, de los caudales bombeados y de los permisos de las administraciones competentes, pudiendo ser:

- A determinadas concentraciones pueden ser vertidas al alcantarillado, a cauces fluviales cercanos, reinyectarlas al suelo...

- En otros casos han de ser enviadas a centros de tratamiento adecuados.

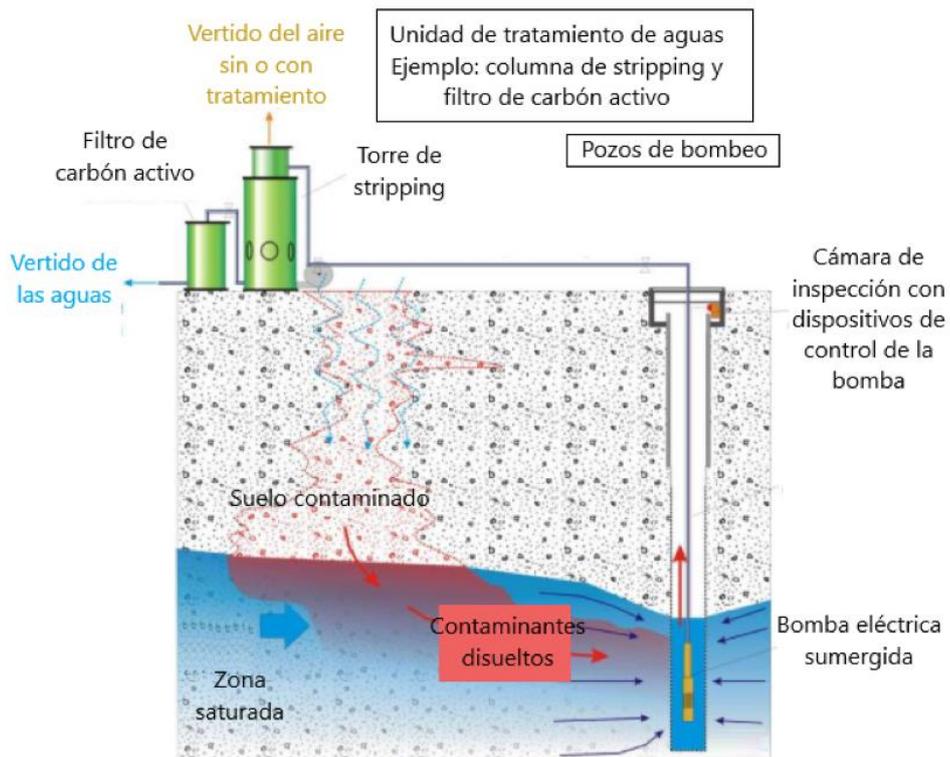


Figura 22. Esquema Bombeo y Tratamiento.

Las variantes del bombeo son:

- Confinamiento hidráulico: el Bombeo y Tratamiento se puede emplear como una solución temporal para frenar la extensión de la fuente de contaminación y/o su pluma menos soluble.
- Zanja drenante: esta zanja (Fig. 23) se posiciona perpendicularmente al flujo del agua y a lo largo de toda la longitud de la fuente de contaminación. La zanja drenante permite, por diferencia de permeabilidad, atrapar temporalmente los contaminantes hidrófobos. En su interior se encuentran bombas de pequeño caudal que permiten la recuperación en la superficie de estos contaminantes. Además, para facilitar la recogida de los contaminantes en estas zanjas, se suele instalar una geomembrana justo a continuación de esta.

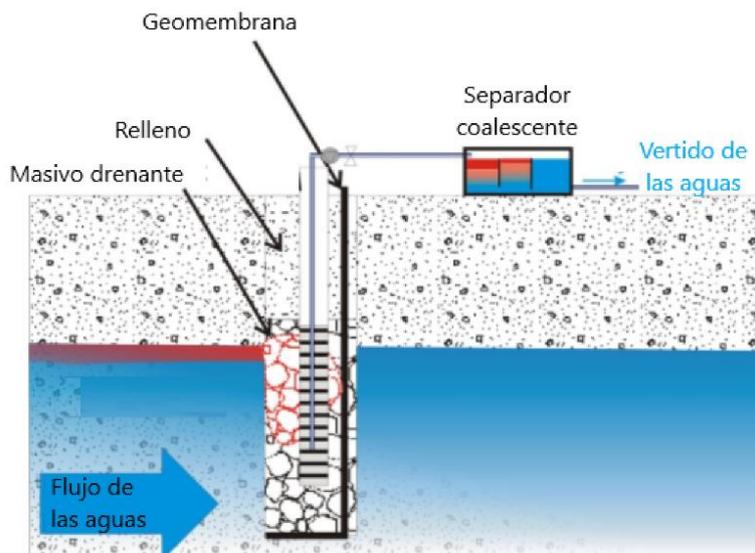


Figura 23. Esquema Zanja Drenante.

El bombeo y tratamiento es una de las técnicas más empleadas a nivel mundial, ya que puede aplicarse a la contaminación orgánica y mineral, ya sea en forma libre o disuelta: compuestos orgánicos (semi)volátiles, compuestos orgánicos halogenados (semi)volátiles, PCB o ciertos metales/metaloideos.

Esta técnica se aplica principalmente en acuíferos relativamente permeables (arenoso-limoso a grava) y homogéneos.

Bombeo-Skimming

El principio de este tratamiento nace de la mano de la presencia de fases sobrenadantes en aguas subterráneas. La fase libre es bombeada a la superficie y, puesto que durante el bombeo se produce un cono de rebajamiento (Fig. 24) los productos contaminantes se acumulan por gravedad en el centro del cono, facilitando así su recuperación.

La fase libre está formada por productos que tienen una densidad inferior a la del agua (1 t/m^3) y cuando se está produciendo un bombeo esta fase sigue el gradiente hidráulico, migrando hacia la zona de bombeo donde se acumula.

Estos productos son bombeados con ayuda de "skimmers" hacia las unidades de almacenamiento en superficie, antes de ser eliminados (incineración, recuperación de hidrocarburos...). Los skimmers son posicionados al mismo nivel que la fase libre y permiten recuperar específicamente los hidrocarburos evitando la recuperación al mismo tiempo de aguas subterráneas.

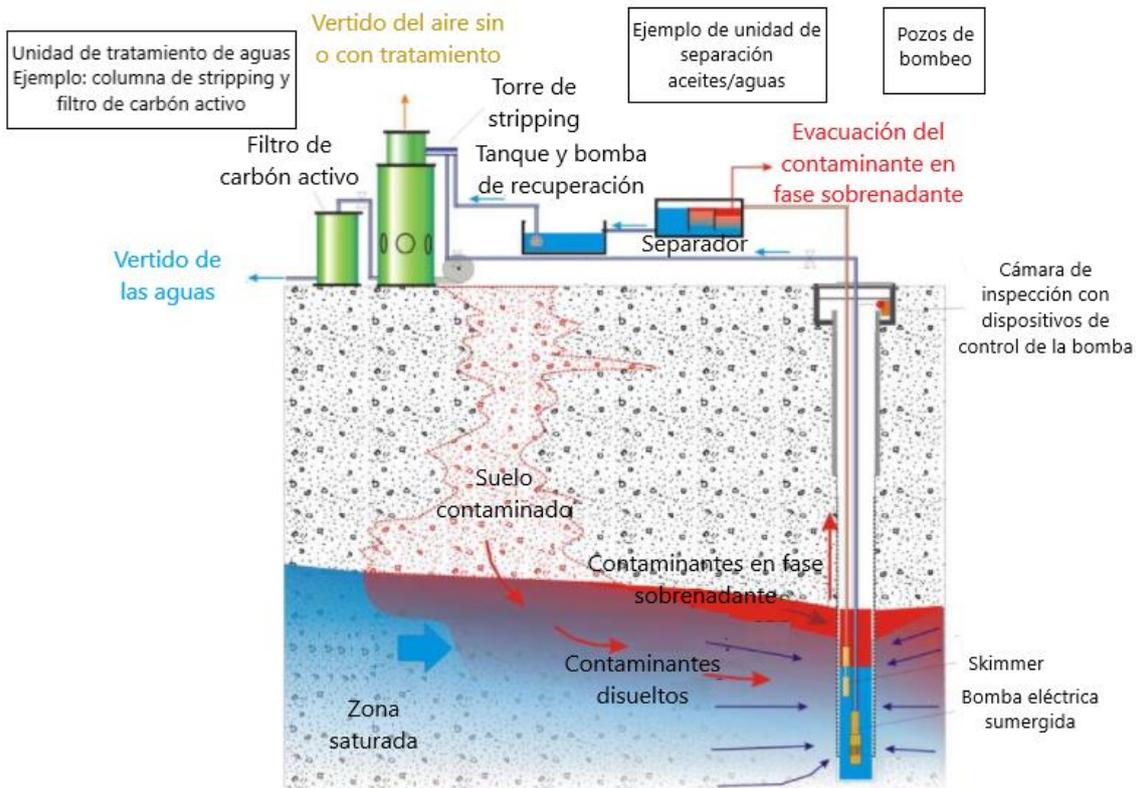


Figura 24. Esquema Bombeo-Skimming.

Estas bombas de recuperación o skimmers son posicionadas bajo la superficie fase libre/agua y en función de este posicionamiento se recuperarán aguas más o menos cargadas con hidrocarburos. Cuanto más arriba en esta superficie las aguas contendrán más hidrocarburos y, cuanto más abajo presentarán una cantidad menor de hidrocarburos disueltos.

Entre las dificultades a las que esta tecnología se tiene que enfrentar son las posibles variaciones del nivel freático, para ello las bombas están equipadas con detectores para cambiar el caudal de bombeo y no verse afectadas por estas variaciones. Además, durante tiempos alargados de bombeo puede producirse un estancamiento en la recuperación de hidrocarburos. En este momento, las bombas funcionan de forma intermitente, lo que permite que el nivel freático varíe (suba y baje) y movilice parcialmente los hidrocarburos.

Por norma general, cuando es posible, los skimmers se colocan inicialmente muy por debajo del producto sobrenadante durante la fase de recuperación. Una vez que no es posible continuar con el bombeo selectivo de los hidrocarburos, las bombas se elevan para tratar el agua subterránea y el sobrenadante residual en la medida de lo posible. Cabe destacar que, para poder llevar a cabo una recuperación efectiva de los hidrocarburos presentes, será necesario que exista un espesor de sobrenadante no inferior a 1 cm.

En función de las concentraciones en hidrocarburos presentes en las aguas bombeadas, podrá ser necesario un previo tratamiento adaptado (separador de hidrocarburos, torre de stripping, carbón activo...) para su vertido final.

Esta técnica se aplica principalmente en hidrocarburos con densidades inferiores a 1 m³/t en fase libre (gasoil, fuel, gasolinas, disolventes...). Por otro lado, la geología más adecuada para un

bombeo correcto son acuíferos relativamente permeables (arenoso-limoso hasta grava) y homogéneos.

El coste de esta tecnología deriva de la instalación de la red de pozos de bombeo, su profundidad y el caudal a bombear. A pesar de requerir un seguimiento regular, es de lejos el tratamiento más utilizado en la actualidad para la recuperación de productos flotantes en suelos permeables.

Extracción multifase

La extracción multifase (Fig. 25) consiste en ejercer una depresión importante en la interfase entre la zona saturada y la no saturada, lo que tiene por objetivo la extracción de los gases del suelo, la fase sobrenadante (en el caso de existir productos flotantes) y la fase disuelta. Los líquidos y gases extraídos son separados y tratados de forma específica. Igual que el Venting se trata de un método físico, pero en este caso es aplicable tanto a la zona saturada como a la no saturada y además del tratamiento de hidrocarburos ligeros y compuestos orgánicos y halogenados volátiles, puede dirigirse a los TPH pesados.

Es un proceso que permite la extracción de fases líquidas y gaseosas del suelo. El sistema de tratamiento está compuesto por unos pozos de extracción y una bomba de vacío, todo ello conectado a un sistema de tratamiento de aguas y gases.

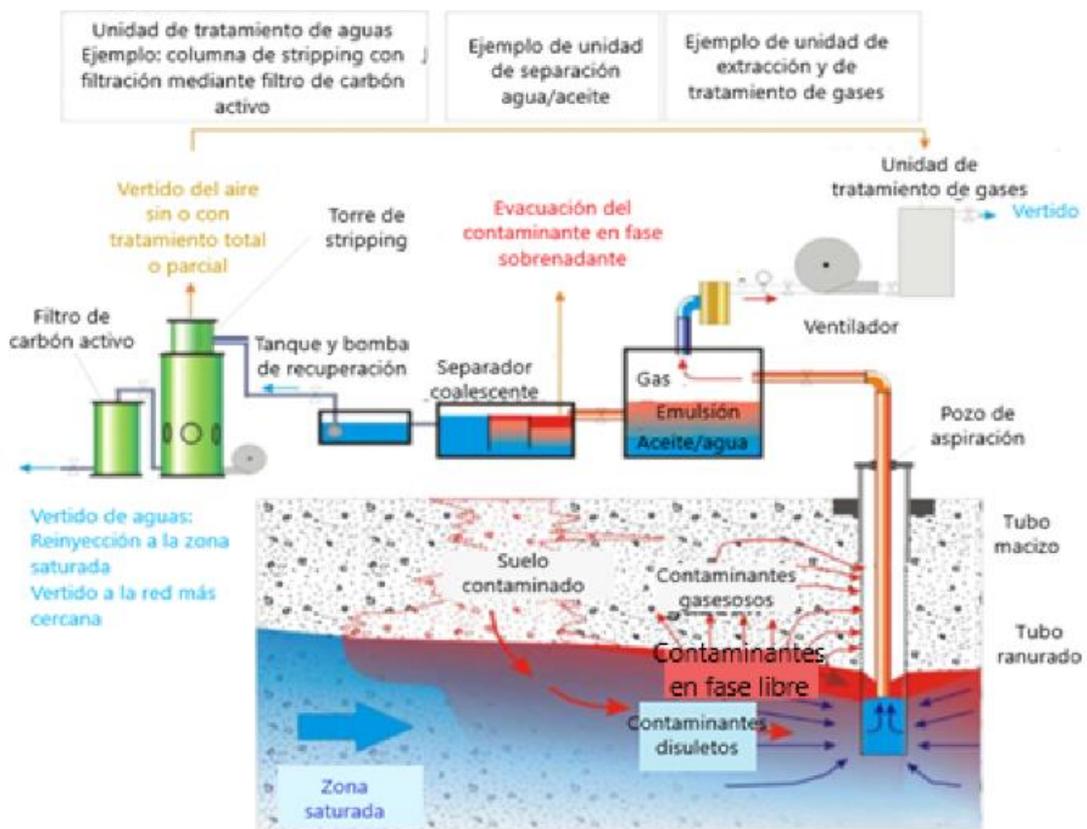


Figura 25. Esquema extracción multifase.

A su vez existen dos tipos de extracción (Fig. 26) en función de la posición de una varilla rígida colocada dentro del pozo de extracción:

- *Red unitaria*: el extremo de la varilla está colocada al nivel de la interfaz entre la zona saturada y la no saturada. El sobrenadante, las aguas subterráneas y el gas son bombeados al mismo tiempo; los líquidos y el gas son posteriormente separados en el tanque de vacío. Esta técnica se frecuentemente aplicada para suelos pocos permeables.
- *Red separada*: la varilla de extracción es colocada bajo el nivel piezométrico y asegura el bombeo de las aguas y de la fase sobrenadante. El gas es bombeado de forma separada gracias a la puesta en depresión de los pozos.

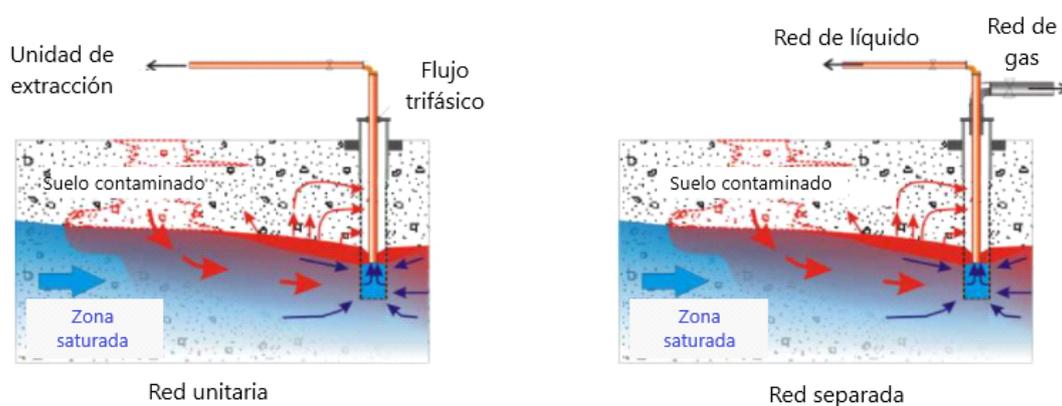


Figura 26. Variantes extracción multifase.

Si bien, en la Figura 24 no se puede apreciar, la principal diferencia reside a la profundidad a la que se coloca de la varilla, pudiendo hacer circular o no aire a través de ella.

La extracción multifase se aplica esencialmente a los compuestos orgánicos volátiles y a los hidrocarburos de tipo petrolífero (gasolinas, gasoil...) en fase pura (LNAPL). Está sobre todo adaptado para la recuperación de la fase sobrenadante en medios medianamente permeables en condiciones heterogéneas. Sin embargo, este proceso no se puede aplicar a profundidades inferiores a los 10 metros.

Su eficacia pueda alcanzar el 95% de depuración en las mejores condiciones, pero depende del tipo de suelo y de la profundidad de la contaminación. Además, su tasa de utilización es elevada debido a su flexibilidad para tratar tanto fases líquidas como gaseosas.

Biopilas

Este tratamiento consiste en colocar los suelos contaminados formando una pila para su posterior tratamiento biológico (Fig. 27). Para ello, se adecuan los suelos contaminados con acondicionadores agrarios y sus condiciones son controladas (aireación, adición de nutrientes...).

El proceso requiere una excavación previa de los suelos. A continuación, estos son mezclados con enmiendas agrícolas (agentes estructurantes) y son evacuados a un área de tratamiento que tiene instalado un sistema de recogida de lixiviados y una unidad de aireación (extracción o insuflación de aire) para optimizar la transferencia de oxígeno y, por tanto, la estimulación de la biodegradación. Esta biodegradación depende del control de la temperatura, la humedad, el pH, cantidad de nutrientes y de oxígeno.

Las biopilas suelen estar cubiertas por una geomembrana impermeable para limitar la infiltración de agua de lluvia, la volatilización de los contaminantes y el mantenimiento/incremento de la temperatura. Los lixiviados recuperados son en parte reciclados y en parte tratados in situ antes de verterlos. Los gases recuperados pueden ser tratados (presencia de COV) previamente a su vertido a la atmósfera.

Por norma general, la altura de las pilas no supera los 3 metros de altura (con el fin de evitar la compactación).

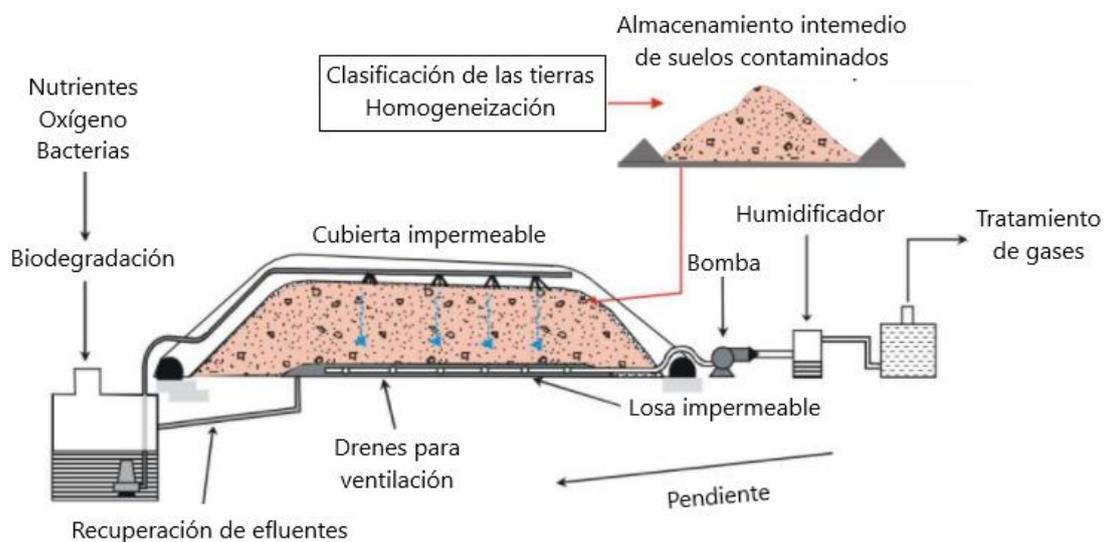


Figura 27. Esquema biopila.

Las variaciones de este proceso residen en:

- El modo de aporte de aire (extracción o insuflación)
- El tipo de degradación (bioaumentación o bioestimulación)

La bioestimulación consiste en estimular la actividad natural de los microorganismos por la circulación de soluciones a través del suelo contaminado con nutrientes y oxígeno u otro componente receptor de electrones. Por otro lado, la bioaumentación consiste en inocular el sistema con uno o varios microorganismos apropiados.

Las biopilas se aplican a suelos contaminados por productos petrolíferos como gasóleos, carburantes y queroseno. Los COV, los SCOV, los plaguicidas, algunos hidrocarburos pesados (HAP, aceites orgánicos, etc.) también pueden tratarse en determinadas condiciones, pero con rendimientos inferiores. Las concentraciones de contaminantes apropiadas han de ser inferiores a 15-20 g/kg de hidrocarburos para los productos petrolíferos "clásicos".

Los rendimientos que pueden alcanzar este tipo de procesos dependen de las condiciones del medio y del tiempo de tratamiento, pudiendo alcanzar rendimientos superiores al 90% en los mejores escenarios.

Landfarming

Su principio es simple, consiste en extender el suelo contaminado sobre una capa de pequeño espesor (30 cm aprox.) y de gran superficie, lo que permite una interacción entre la matriz contaminada y la atmósfera (Fig. 28). Su objetivo es favorecer la aireación y, por lo tanto, la degradación aerobia. El arado del suelo extendido permite lograr una aireación regular. Además, la biodegradación también se ve favorecida por la adición de nutrientes (minerales y fertilizantes).

La tierra que tratar debe de ser extendida sobre soportes impermeables (asfalto, geomembranas...) para evitar cualquier contaminación del suelo y las aguas subterráneas. En el caso de requerirse, el proceso puede ser llevado a cabo bajo carpas para limitar generación de polvo que pueda afectar al vecindario y la difusión de contaminantes volátiles.

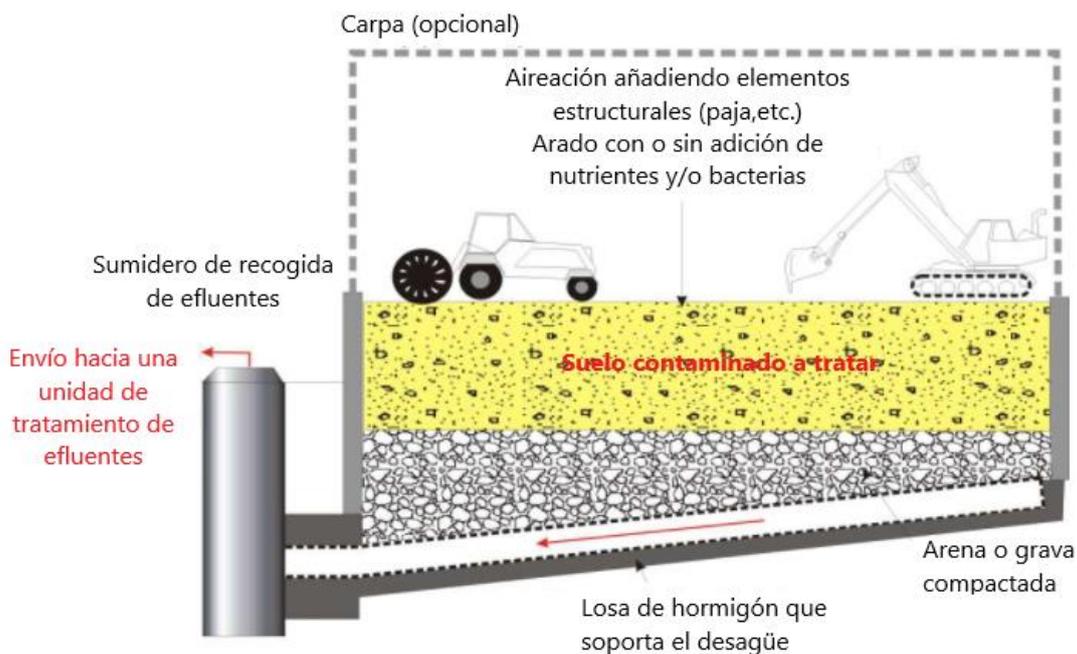


Figura 28. Esquema Landfarming.

Como cualquier tratamiento biológico, los parámetros esenciales que hay que controlar son principalmente la humedad, los nutrientes, el pH y la temperatura. Una vez mezclado el terreno con agentes estructurantes (paja, etc.) y diversas enmiendas agrícolas, el suelo se suele remover una o dos veces por semana para mejorar su aireación.

El contenido de humedad ha de estar siempre entre el 40 y el 85% y se puede regular mediante la recirculación del lixiviado producido. Por otro lado, la temperatura óptima se encuentra entre los 10 y 25°C, aunque a cielo abierto es difícil de controlar sobre todo durante el invierno.

Los contaminantes y la materia orgánica del suelo constituyen un importante aporte de carbono; la adición de otros nutrientes como puede ser N, P o K suele ser necesario para llevar a cabo un tratamiento eficaz. Esto se puede realizar añadiendo compost o fertilizantes líquidos o sólidos.

El Landfarming es eficaz para el tratamiento de suelos contaminados con compuestos monoaromáticos (BTEX), fenoles, HAP (Hidrocarburos Aromáticos Policíclicos) más ligeros, o hidrocarburos del petróleo. Su empleo requiere una gran superficie disponible en el propio emplazamiento.

Las técnicas biológicas se basan en complejos mecanismos de biodegradación que suelen ser muy largos. El tiempo de tratamiento es, por tanto, elevado y muy variable en función del objetivo de descontaminación a alcanzar. La duración del tratamiento varía de tres meses a dos años o más.

Desorción térmica

Al igual que en el proceso in situ el proceso consiste en aplicar calor para extraer por volatilización los contaminantes volátiles y semivolátiles, pero en este caso de los suelos excavados.

Las tierras excavadas son introducidas en un horno (Fig. 29) para ser calentadas hasta temperaturas comprendidas entre los 90 y 560°C. Este calentamiento permite, por un lado, de extraer los contaminantes adsorbidos en la matriz del suelo y; por otro, para aumentar la presión de vapor de los compuestos poco volátiles y extraerlos en fase gaseosa.

Los compuestos gaseosos y las partículas son arrastrados por un flujo de aire y son recuperados para un posterior tratamiento. Las partículas son recogidas en filtros, colectores húmedos o precipitadores electrostáticos; a continuación, los compuestos orgánicos se eliminan por destrucción (combustión, oxidación catalítica) o fijación (carbono activo o en condensador).

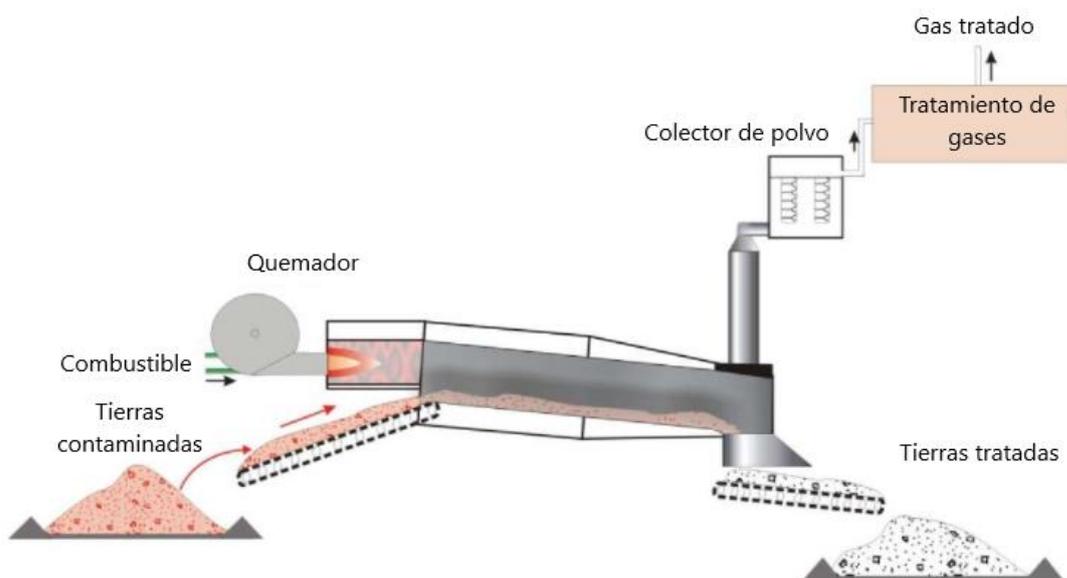


Figura 29. Esquema desorción térmica on site u off site.

Los suelos tratados mediante desorción térmica no son reducidos al estado de ceniza, sino que mantienen una buena parte de sus propiedades físicas pudiendo ser incorporados a otros materiales o enterrados.

El calentamiento en el horno de una unidad de desorción térmica puede realizarse de forma indirecta (mediante tornillos de calentamiento, por ejemplo) o directa (la llama calienta el horno desde el interior). El calentamiento indirecto de los suelos reduce el volumen de gas a tratar y disminuye el riesgo de explosión. Por lo tanto, en este caso las unidades de tratamiento de las emisiones atmosféricas son más pequeñas.

Existen tres variantes de hornos de desorción térmica:

- *Horno rotativo*: el reactor consiste en un cilindro metálico hueco y ligeramente inclinado; la rotación del cilindro permite el avance de la tierra desde la entrada de la unidad (donde se encuentra el quemador encargado de proporcionar calor) hasta su salida.
- *Unidad con tornillo*: se utiliza un tornillo sin fin para hacer avanzar los suelos a través del horno; el calor se difunde a través de un fluido caliente (vapor o aceite) en las paredes huecas del reactor.
- *Unidad con cinta*: se utiliza una cinta metálica para transportar las tierras en capas finas (de unos pocos centímetros de espesor) a través del horno.

Este proceso se utiliza para el tratamiento de numerosos contaminantes orgánicos (volátiles, semivolátiles o incluso poco volátiles): hidrocarburos del petróleo (gasolina, gasóleo, queroseno...), las fracciones más pesadas de hidrocarburos, disolventes clorados, aceites, PCB (Bifenilos Policlorados), pesticidas, dioxinas/furanos y HAP.

Su rendimiento depende de las condiciones de funcionamiento, de las concentraciones de contaminantes y de las propiedades del suelo (heterogeneidad del entorno, presencia de materia orgánica y presencia de contaminantes muy poco volátiles).

Incineración

Se trata de una de las técnicas de tratamiento más antiguas. Su principio reposa en la combustión aeróbica en un horno donde las temperaturas alcanzan los 1200°C (Fig. 30). Esta combustión permite destruir los contaminantes orgánicos en vapor de agua, dióxido de carbono y cenizas. Los metales no se destruyen y residen en el efluente gaseoso o en las cenizas. Los metales de la fracción gaseosa se pueden oxidar y recuperarse mediante un tratamiento específico.

Generalmente, la incineración se divide en dos fases:

- Una primera cámara en la que se extraen y volatilizan los contaminantes orgánicos (temperatura > 400°C),
- Una segunda cámara de combustión en la que se destruyen los contaminantes orgánicos (temperatura > 1000°C).

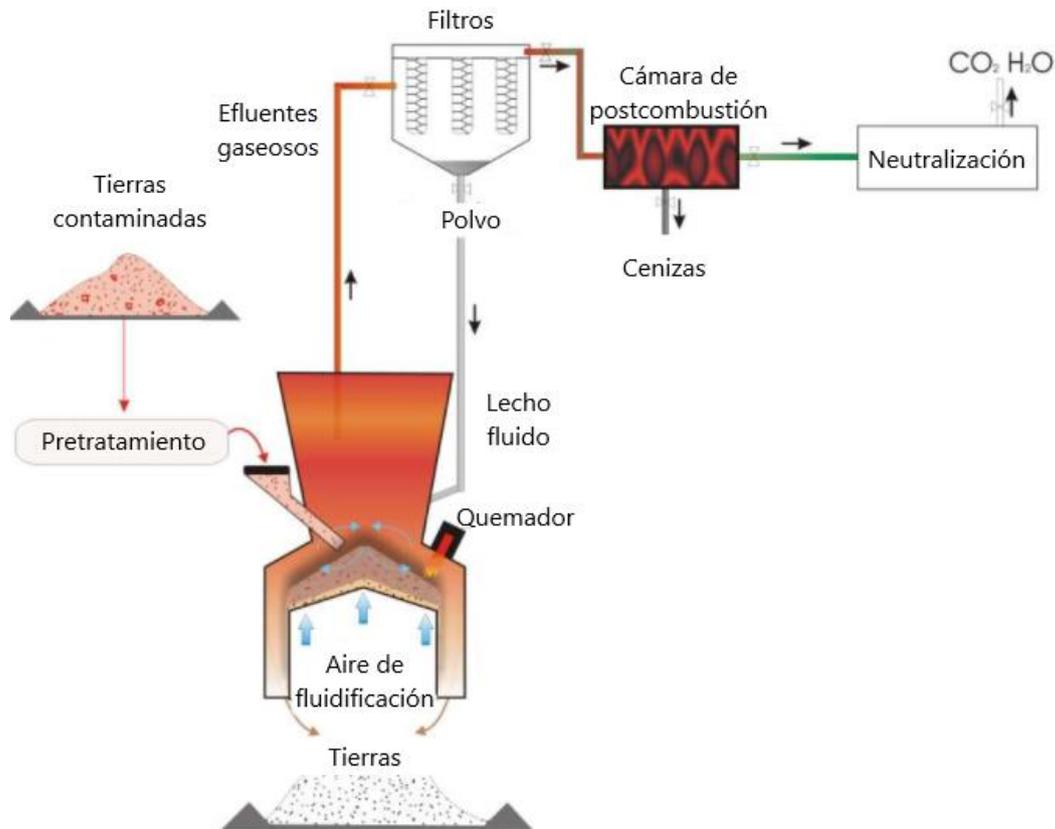


Figura 30. Esquema incineración.

Antes de la incineración, la tierra se somete a un tratamiento previo (tamizado, secado, etc.); sólo se aceptan en el horno partículas de unos pocos centímetros de tamaño.

Los compuestos gaseosos y las partículas son arrastrados por un flujo de aire y se recuperan para su tratamiento. El cloro, el nitrógeno y el azufre (presentes en forma de HCl, NO_x y SO_x) se eliminan de las emisiones atmosféricas, normalmente mediante la neutralización en una solución alcalina.

Existen diferentes tipos de hornos, los principales son los siguientes:

- *Hornos rotativos*: los hornos son cilíndricos, huecos y ligeramente inclinados; su rotación permite mezclar y mover la tierra a través del horno.
- *Hornos de parrilla*: las parrillas pueden ser de varios tipos: hornos de traslación, sin fin, basculantes y de barras; permiten el avance y la mezcla de los suelos.
- *Hornos de lecho fluidizado*: un cilindro vertical cerrado contiene en su parte inferior un lecho inerte caliente (sílice) mantenido en suspensión por una corriente de aire ascendente; las tierras se introducen en este lecho y se agitan.
- *Hornos de infrarrojos*: a diferencia de otros tipos de incineradores, la energía la proporciona la radiación infrarroja.

La mayor parte de unidades de incineración son fijas, aunque también existen unidades semimóviles para el tratamiento on site en el caso de grandes obras.

A excepción de los compuestos radiactivos, todos los contaminantes pueden tratarse mediante incineración. Los rendimientos de este proceso son los más altos (más del 99,99% para los hidrocarburos de petróleo) y las concentraciones finales de contaminantes son insignificantes para los compuestos orgánicos.

Pirólisis

Este tratamiento consiste en introducir las tierras una vez excavadas en un horno para calentarlas en ausencia de oxígeno a temperaturas comprendidas entre los 150 y 540°C (Fig. 31). Por lo tanto, este método es muy próximo al empleado en la incineración, la diferencia reside en el hecho de que las condiciones de operación son llevadas a cabo a temperaturas más bajas y en presencia de muy poco oxígeno. Previamente a introducir los suelos en el horno, estos deben ser tratados dado que estos equipos solo aceptan partículas de un determinado tamaño.

Su objetivo es extraer los contaminantes adsorbidos en la matriz del suelo y aumentar la tensión de vapor de los compuestos pocos volátiles para volatilizarlos y transferirlos a la fase gaseosa.

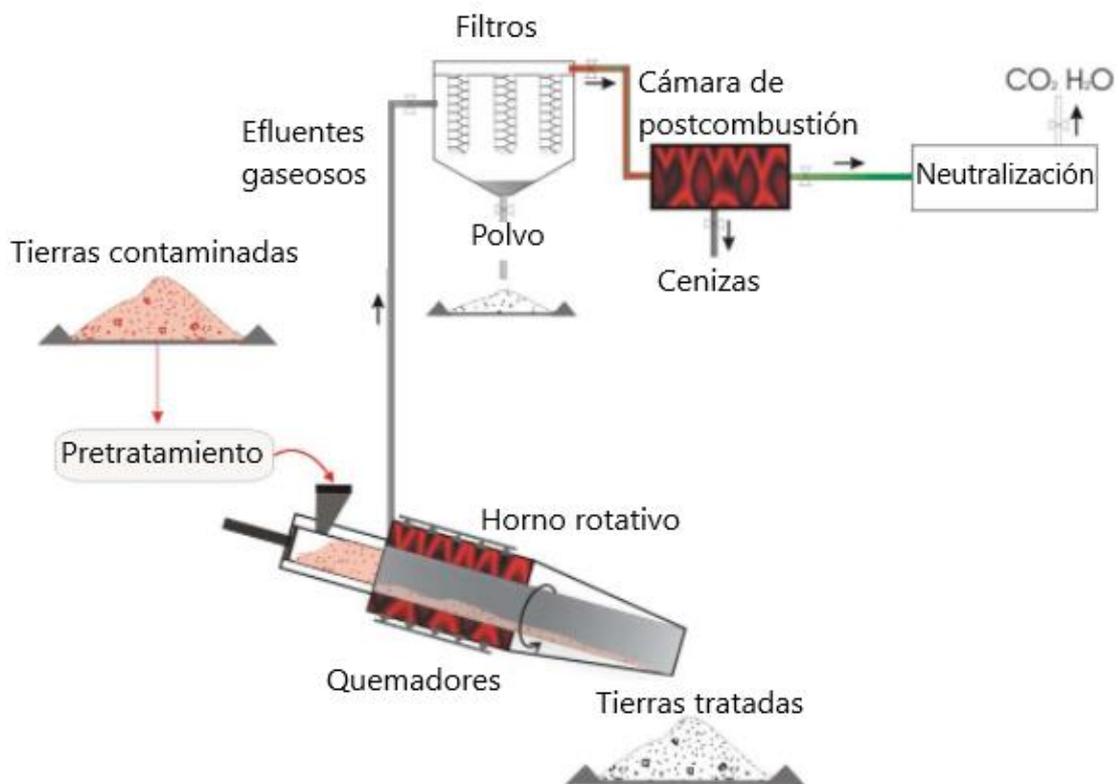


Figura 31. Esquema pirólisis.

La pirólisis provoca la descomposición de los contaminantes orgánicos en compuestos más simples. Los gases están constituidos por monóxido de carbono, hidrógeno, metano y diversos hidrocarburos. La baja presencia de oxígeno en la pirólisis permite evitar la formación de subproductos tóxicos (por ejemplo, dioxinas). Los gases son recuperados para posteriormente

ser tratados. A la salida del proceso se recupera un residuo sólido formado por cenizas y carbono (coque), así como vidrios y otros metales.

Esta solución es especialmente adecuada para el tratamiento de suelos ricos en materia orgánica contaminada por compuestos semivolátiles o poco volátiles: hidrocarburos pesados, aceites, plaguicidas, PCB, dioxinas, furanos, HAP, residuos de refinería, productos del tratamiento de la madera o ciertos metales pesados (mercurio).

En condiciones óptimas se pueden obtener rendimientos en el proceso superiores al 90%. Estos rendimientos dependen de las concentraciones de contaminantes y las propiedades del suelo (heterogeneidad del medio, presencia de materia orgánica, y presencia de contaminantes de muy baja volatilidad). Por ejemplo, el rendimiento es inversamente proporcional al contenido de humedad del suelo.

Lavado de suelos on site u off site

Este proceso se emplea después una clasificación del suelo excavado. Se basa en el principio de que los contaminantes suelen estar adsorbidos en las partículas más finas, de acuerdo con esto una vez esta granulometría es separada de la fracción gruesa, los contaminantes son transferidos a una fase acuosa (o solución extractiva).

Este tratamiento (Fig. 32) procede de las plantas de tratamiento de minerales. La recuperación de las partículas contaminantes de los suelos se puede llevar a cabo mediante dos procesos distintos pero complementarios:

- Disolución o puesta en suspensión en la solución de lavado (empleo de diversos aditivos)
- Concentración de contaminantes en un pequeño volumen de suelo (el más contaminado) gracias a la separación granulométrica mediante tamizado, cribado, hidrociclado...

Al final del tratamiento, los suelos contaminados (fracciones más finas) son recuperados aparte, así como las aguas empleadas en el lavado que serán recicladas. Por otro lado, las fracciones más gruesas y menos contaminadas pueden ser valorizadas, mientras que los finos han de ser tratados.

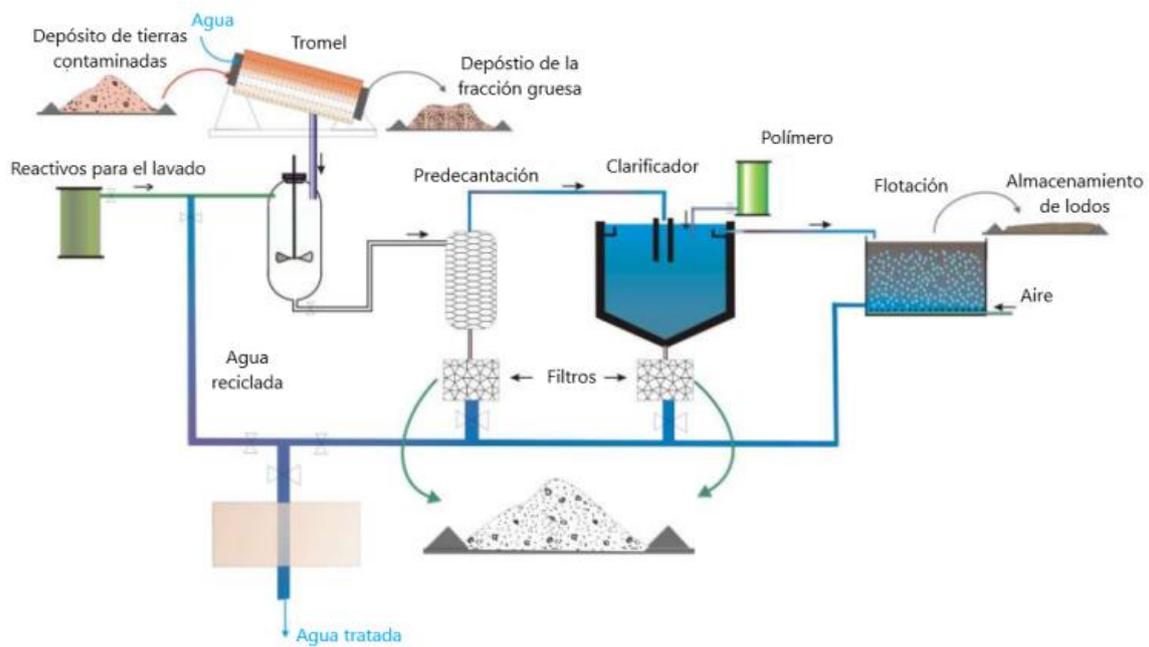


Figura 32. Esquema lavado de suelos on site u off site.

Estas unidades de tratamiento pueden incluir las siguientes etapas:

- Precibado: permite separar las partículas superiores a 100 mm.
- Separación magnética: sirve para extraer las partículas metálicas.
- Segregación o descompactación: se añade agua para desagregar los suelos y fluidificarlos. Esto permite separar las partículas finas que están aglomeradas a las gruesas y la transferencia de parte de la contaminación al agua.
- Cribado: separa los suelos con partículas comprendidas entre 100 y 1 mm.
- Tamizado: separa los suelos con partículas comprendidas entre 1 y 0,04 mm.
- Hidrociclonado: separación de las partículas ligeras y las pesadas.
- Separación es espirales: otra etapa que permite separar las partículas más pesadas en suspensión.
- Flotación: adición de tensioactivos que se adhieren a las partículas más contaminadas (fracción más fina), aumentando su hidrofobicidad.
- Separación por gravedad: mediante separación por gravedad se recuperan las partículas más finas mientras que las gruesas se dejan decantar.
- Deshidratación: las partículas finas se deshidratan mediante un filtro banda o prensa.
- Separación de contaminantes, agentes movilizados y fase acuosa: se emplean técnicas como extracción por solventes, flotación o stripping.

Esta tecnología es aplicada principalmente a suelos heterogéneos con concentraciones importantes en hidrocarburos petrolíferos, SCOVID, SCOHV, COHV, COV, pesticidas, metaloides/metales y radionucleidos. Puede ser un tratamiento interesante en determinadas situaciones frente a los tratamientos térmicos.

Oxidación y reducción química on site u off site

El proceso de oxidación/reducción química se basa en la transformación de los contaminantes presentes en los suelos excavados en contaminantes no tóxicos (más estables, menos móviles o inertes).

Las primeras etapas de tratamiento son muy similares a las realizadas en el lavado de suelos on site. Se busca la eliminación de los contaminantes por rozamiento, así como una reducción del volumen del material a tratar dado que, el coste más importante de este proceso reside en los agentes químicos a emplear. Por lo tanto, una disminución del volumen de material a tratar implicará una menor cantidad de agente químico requerido.

Las reacciones de oxidación/reducción tienen lugar en tanques agitadores (Fig. 33), poniendo en contacto los suelos contaminados con agua y los reactivos. Posteriormente, los reactivos empleados pueden ser recuperados y reutilizados si se dispone de una planta de tratamiento apropiada.

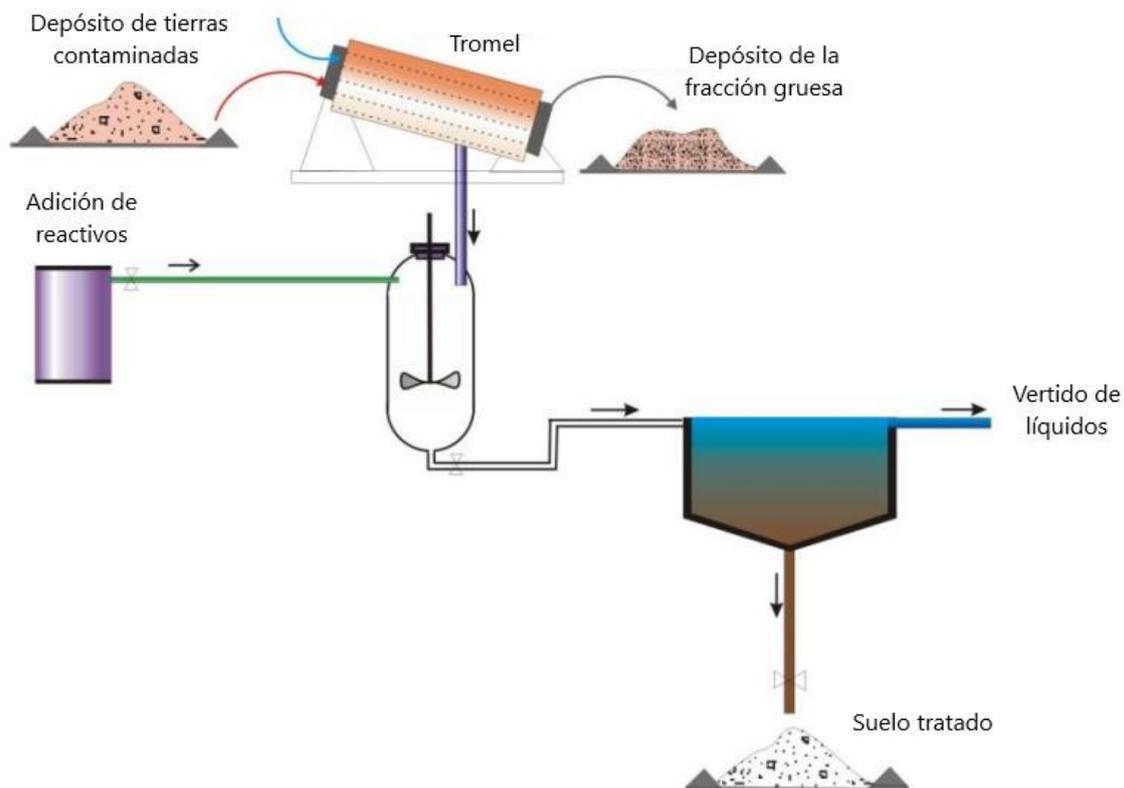


Figura 33. Esquema oxidación/reducción on site u off site.

Una vez recuperado el suelo ya tratado será necesario deshidratarlo en unidades similares a las empleadas para el tratamiento clásico de los lodos.

Los reactivos más empleados para este tipo de proceso son:

- Oxidantes: como el ozono, peróxido de hidrógeno, hipoclorito, cloro y dióxido de cloro. Este proceso permite alcanzar la destrucción de los contaminantes (transformándolos

en agua, CO₂ y sales) o formando subproductos de degradación más biodegradables y menos tóxicos.

- Reductores: se emplea principalmente para tratar los compuestos inorgánicos, principalmente los disolventes clorados. Este proceso se puede llevar a cabo mediante dos técnicas distintas:
 - Sustitución con polietilenglicol: los suelos son calentados y mezclados con el polietilenglicol, para sustituir los átomos halogenados de los contaminantes. Esto hace que los contaminantes se vuelven menos tóxicos.
 - Descomposición catalítica: los suelos contaminados son mezclados en un reactor con bicarbonato de sodio y posteriormente, calentados a más de 330°C para volatilizar los contaminantes y descomponerlos. Finalmente, los contaminantes volátiles son capturados, condensados y tratados.

La oxidación/reducción on site está particularmente adaptado para tratar los cianuros (oxidación) y el cromo (reducción de Cr(VI) y Cr(III)).

Solidificación-estabilización on site u off site

El principio en el que se basa es el mismo que para el caso de la solidificación-estabilización in situ, explicado con anterioridad. Sin embargo, en este caso se requiere una excavación previa del suelo.

La puesta en contacto entre los suelos contaminados y los diferentes reactivos (aglomerantes, aditivos, agua...) es realizada con ayuda de un mezclador de condiciones operativas específicas (hormigoneras, mezcla con pala, mezcladoras). Una vez la mezcla es llevada a cabo, los suelos en proceso de estabilización/solidificación son recogidos en big bags, contenedores o celdas de contención específicas (Fig. 34).

La mayoría de las veces, la operación requiere un tratamiento previo: cribado, tolva. En el caso de los compuestos volátiles, debe establecerse un sistema de captación, control y tratamiento de los gases.

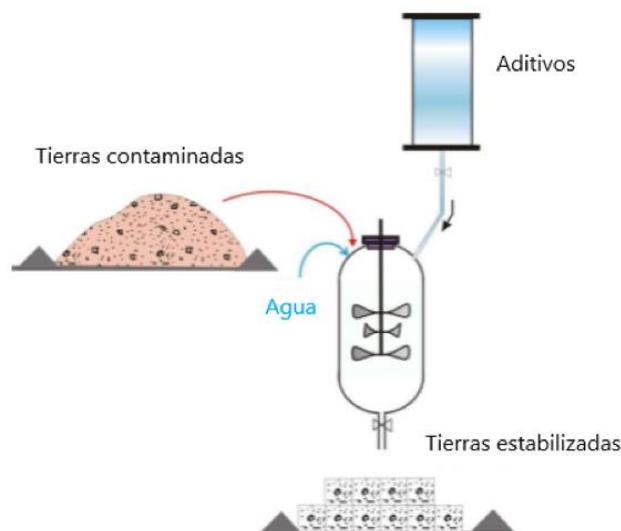


Figura 34. Esquema solidificación-estabilización on site u off site.

Estas técnicas se utilizan principalmente para los contaminantes metálicos/metaloideos (cromo, arsénico, plomo, cadmio, cobre, zinc y mercurio) y algunos contaminantes radiactivos. En menor medida, se emplean en determinados compuestos orgánicos no biodegradables o poco biodegradables (contaminantes orgánicos persistentes -COP- como los PCB, las creosotas y los pesticidas).

Al igual que en el proceso in situ, su variante térmica también está desarrollada on site y off site.

- *Vitrificación on site u off site*: la vitrificación se realiza en hornos (Fig. 35), alcanzando temperaturas extremadamente elevadas (1600 a 2000°C) cuando se introduce en él los suelos contaminados. La elevación de esta temperatura puede ser realizada mediante fusión eléctrica, fusión por inducción, fusión con plasma...

La masa vítrea fundida se vierte en lingoteras o se enfría con agua y se envasa en forma de agradados. Además, se puede añadir sílice y alúmina a los suelos para obtener una buena vitrificación. Este tipo de tratamiento es utilizado principalmente en la industria nuclear para el tratamiento de residuos.

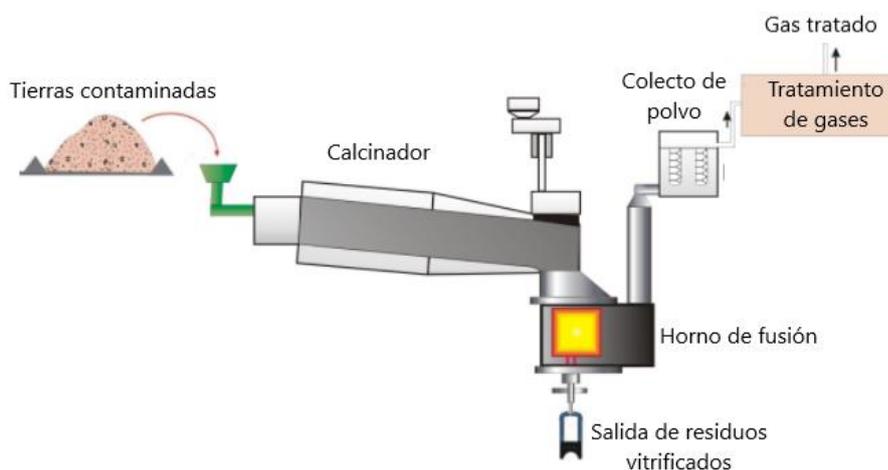


Figura 35. Esquema vitrificación on site u off site.

El tratamiento de los suelos contaminados mediante la estabilización fisicoquímica se dirige a la fracción liberable de los contaminantes presentes en el suelo. No aborda la contaminación en las fases gaseosa o sólida poco soluble.

Cabe precisar que la solidificación-estabilización on site u off site está mucho más avanzada que el proceso in situ en términos de madurez, además de alcanzar mayores rendimientos. Las concentraciones en los lixiviados después del tratamiento pueden reducirse hasta un 95%.

Extracción química

Esta técnica se basa en la extracción de los contaminantes adsorbidos en los suelos y previamente excavados, mediante agentes químicos adaptados (Fig. 36). Se distinguen dos técnicas distintas:

- La extracción química que tiene como objetivo disolver los contaminantes metálicos en el agua.
- La extracción con ayuda de disolventes más específicos y adaptados a los contaminantes orgánicos.

Los equipos necesarios son muy similares a los empleados en el lavado de suelos on site. La extracción y disolución de los contaminantes requiere dos etapas distintas y complementarias:

- Aislamiento de las fracciones más contaminadas del suelo gracias a una separación granulométrica. El objetivo de esta etapa es separar, en la medida de lo posible, las fracciones finas que contienen la mayor parte de la contaminación.
- Extracción y disolución de los contaminantes en la solución extractora (en particular mediante la adición de diversos aditivos: agentes gelificantes, controladores de pH o tensioactivos).

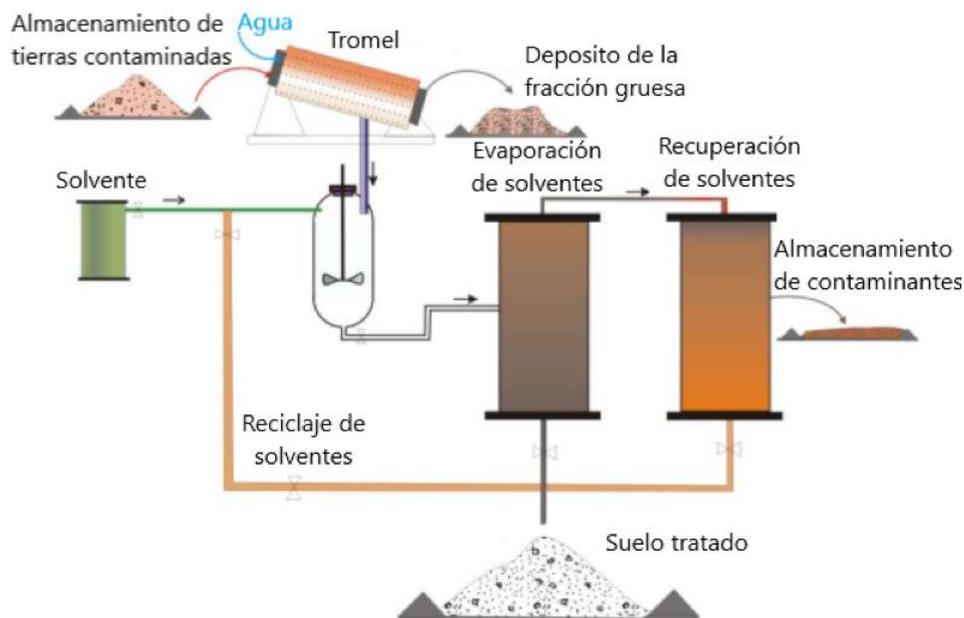


Figura 36. Esquema extracción química.

Se pueden utilizar sucesivamente diferentes extractores. El extractor se recupera (destilación, separación por gravedad, flotación, stripping, ultrafiltración, etc.) y se reutiliza in situ. Los contaminantes son enviados a una instalación de tratamiento adecuada.

Existen varias categorías de agentes extractores:

- **Disolventes orgánicos:** los disolventes, integrados en la fase acuosa, aumentan su poder de solubilización. Por lo tanto, la extracción se realiza por solubilización. Los disolventes orgánicos son especialmente eficaces para el tratamiento de PCB, HAP, COV, pesticidas, hidrocarburos pesados, alquitrán...
- **Tensioactivos:** son moléculas compuestas por una parte hidrofóbica y otra hidrofílica, lo que les permite situarse en la interfase fase sobrenadante/agua. El resultado es la disminución de la tensión superficial en la interfaz agua/fase sobrenadante y la reducción del contenido intersticial. Los tensioactivos son especialmente eficaces para

transferir grandes moléculas hidrofóbicas a la fase acuosa (hidrocarburos alifáticos y aromáticos ligeros, queroseno, HAP, PCB, alquitranes, creosota, dioxinas y furanos...).

- Ácidos o bases. los ácidos son especialmente adecuados para extraer metales pesados y ciertos metaloides. El ácido clorhídrico se utiliza a menudo para extraer metales pesados. Las extracciones ácidas son especialmente eficaces para el tratamiento de muchos metales.
- Las soluciones alcalinas se utilizan menos, pero son especialmente eficaces para el tratamiento de los cianuros. La sosa cáustica (NaOH) se utiliza para tratar los cianuros, pero también ciertos metales, aminas, éteres y fenoles.

Los rendimientos obtenidos son muy variables en función de los agentes movilizadores utilizados, de la naturaleza de los contaminantes a extraer y de las características del suelo.

5.3 Confinamiento

El confinamiento engloba otro tipo de técnicas que tienen por objetivo impedir que el suelo o las aguas subterráneas contaminadas salgan del propio emplazamiento. No se lleva a cabo una destrucción o degradación de la contaminación, sino que se adapta su entorno para mantener la contaminación controlada.

Confinamiento vertical

El confinamiento consiste en:

- Aislar los contaminantes con objeto de prevenir su propagación de manera permanente.
- Asegurar el mantenimiento de este aislamiento mediante medidas de control rigurosas.
- Asegurar la eficacia de este aislamiento mediante medidas de seguimiento a largo plazo.

En función de las condiciones ambientales y de los aspectos que se deben proteger, los confinamientos verticales pueden instalarse alrededor, aguas abajo o aguas arriba de la fuente de contaminación. De acuerdo con esto, el confinamiento puede realizarse de tres maneras distintas:

- Confinamiento periférico completo: el confinamiento vertical es posicionado alrededor de la fuente de contaminación.
- Confinamiento aguas arriba: una pared impermeable (deflector) es posicionada aguas arriba de la fuente de contaminación con el objetivo de desviar las aguas subterráneas y disminuir el contacto agua/contaminante.
- Confinamiento aguas abajo: este tipo de confinamiento es más raro y se utiliza principalmente cuando las condiciones del emplazamiento no permiten realizar el confinamiento aguas arriba.

Este tipo de tratamiento puede ser aplicado a casi todos los tipos de contaminantes COV, COHV, PCB, HAP, metales/metaloides. Teniendo en cuenta el coste de instalación del confinamiento, es necesario tener un volumen mínimo de suelo contaminado a contener para que sea económicamente rentable. En general, se suele considerar que la contaminación debe estar a más de 3 metros de profundidad y que el volumen de suelo contaminado sea superior a 500 o incluso 1000 m³.

En función de la contaminación y condiciones del emplazamiento se seleccionan materiales de confinamiento determinados:

| Características del medio | Muros de lodos bentoníticos | Muros formados por inyección de lechada | Muros de tablestacas |
|---------------------------------------------------|------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------|--------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------|--------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------|
| Profundidad de la capa impermeable | <10 m | Ninguna restricción | <20 m (o más, en función de los equipos disponibles) |
| Hidrogeología | No importa en qué situación | No importa en qué situación. Posibilidad de inyectar lechada solo en ciertas formaciones geológicas | No importa en qué situación |
| Geología/Geomorfología | La excavación de zanjas es difícil en el lecho rocoso y en algunos suelos | La lechada solo colmata los espacios intersticiales en ciertos tipos de suelos. Aumenta la resistencia de suelos sueltos | La instalación de muros de tablestacas es imposible en el lecho rocoso. Puede necesitarse un soporte adicional en suelos muy sueltos |
| Tipo de contaminación | Es necesario asegurar la compatibilidad del lodo con los contaminantes | Es necesario asegurar la compatibilidad de ciertas lechadas con los contaminantes | Ciertos contaminantes son corrosivos para el acero. Puede ser necesario aplicar un revestimiento especial sobre el acero |
| Estado de las aguas tras la aplicación de medidas | Las aguas subterráneas se infiltrarán alrededor y/o bajo el obstáculo. Es necesario recurrir a la modelización para determinar los flujos y las trayectorias. En determinados casos, el agua subterránea se acumula detrás del obstáculo. El funcionamiento de pozos de bombeo existentes puede tener influencia | | |
| Condiciones superficiales | Es necesario transportar el material de construcción hasta la zona contaminada. Un control superficial puede requerirse tras la instalación | | |
| Infiltración superficial | Conviene recubrir la superficie para prevenir la infiltración al interior del perímetro delimitado por muros. Otra solución consiste en instalar un sistema de drenes bajo el lugar contaminado con objeto de recuperar los líquidos que se infiltran y bombearlos hacia una unidad de tratamiento | | |

Tabla 1. Tipo de confinamiento vertical en función de las características del medio.

Este tipo de técnica a pesar de derivar de la ingeniería civil y presentar una importante madurez, requiere un desarrollo geotécnico muy importante y únicamente unas pocas empresas son

capaces de implementar soluciones de este tipo. Además, es una solución rápida y depende únicamente de los trabajos de excavación y colocación del confinamiento vertical.

Cobertura y sellado

Los confinamientos físicos tienen como objetivo impedir el flujo de aguas subterráneas fuera del emplazamiento contaminado. En este caso se trata de la instalación de un aislamiento superficial permeable o semipermeable (Fig. 37) para evitar (o limitar) la percolación del agua de lluvia a través de la zona no saturada y, posteriormente, la infiltración del agua contaminada hacia las aguas subterráneas y superficiales.

En la siguiente figura se muestran diferentes tipos de cubiertas:

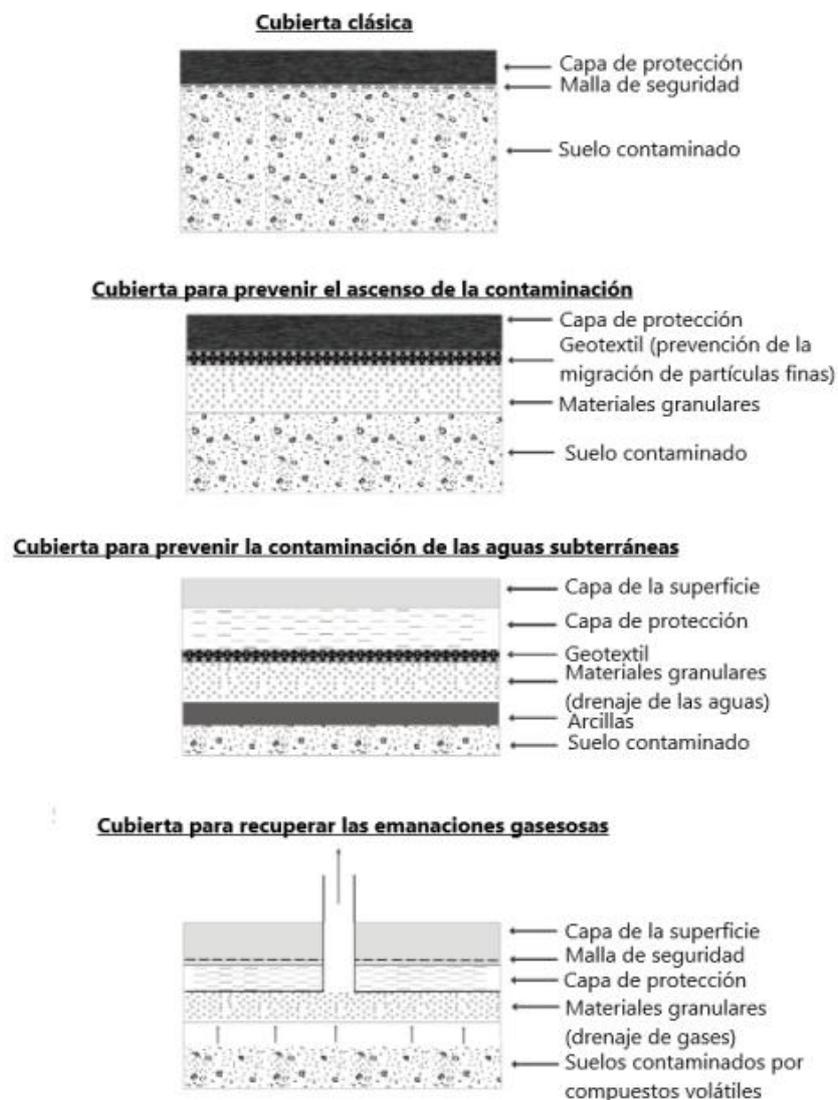


Figura 37. Esquema de las diferentes cubiertas.

La impermeabilización compuesta tendrá su origen en el hecho de que algunos materiales son "impermeables" a un líquido, pero no a un gas. Por ejemplo, un muro vertical realizado con una lechada de cemento-hormigón puede revestirse con una geomembrana de polietileno de alta densidad. En el caso de suelos contaminados por compuestos volátiles, debe instalarse un sistema de drenaje de gases.

Este tipo de tratamiento puede aplicarse a casi todos los tipos de contaminación COV, COV, PCB, HAP, metales/metaloideos. Este tipo de contención se utiliza principalmente para los metales/metaloideos presentes en grandes cantidades (relleno) en forma no lixiviable o poco lixiviable.

Esta contención de la contaminación, cuando se diseña y aplica correctamente, es muy eficaz y permite pocas o ninguna fuga al exterior.

Encapsulamiento

Esta solución está incluida en las soluciones de confinamiento de suelos contaminados, junto con el confinamiento vertical y la cobertura y sellado. La diferencia con respecto a estas técnicas reside en que para llevar a cabo en encapsulamiento se requiere excavar la integralidad de los suelos contaminados.

Este proceso consiste en confinar totalmente el suelo contaminado en una celda (Fig. 38) para limitar:

- La infiltración de las aguas pluviales y la migración lateral y en profundidad de los contaminantes hacia las aguas subterráneas
- La migración vertical de los gases

Estas celdas deben de estar cubiertas con una capa/multicapa impermeable. Las paredes y la base de estas deben estar diseñadas de forma específica para proporcionar la máxima estanqueidad posible y permitir la recuperación del agua.

En el caso de suelos contaminados con compuestos volátiles o suelos que puedan generar compuestos volátiles (durante la biodegradación), debe instalarse un sistema de drenaje de gases.

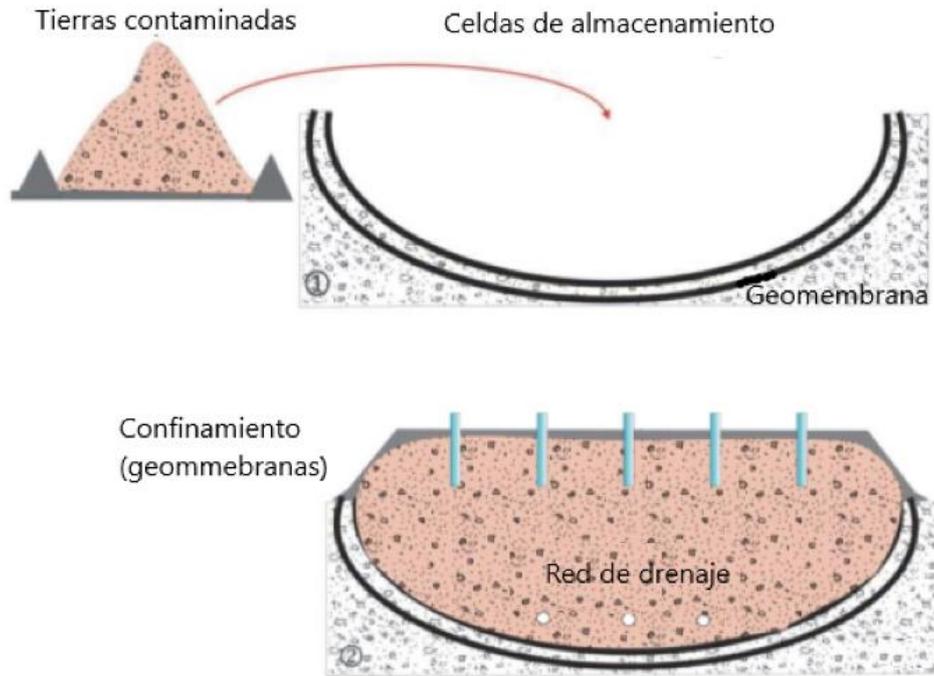


Figura 38. Esquema de encapsulamiento.

Este tipo de tratamiento puede aplicarse a casi todos los tipos de contaminación (COV, COV, PCB, PAH, metales/metaloideos) y a casi todos los tipos de suelo. El confinamiento puede ser temporal o definitivo.

6. Inventario de suelos contaminados en el Principado de Asturias

De acuerdo con la ya derogada Ley 10/1998, en una primera fase se identificaron en Asturias la presencia de 394 actividades industriales susceptibles de generar suelos contaminados, se inventariaron 153 emplazamientos potencialmente contaminados.

Posteriormente, en 1999 la Consejería de Medioambiente del Principado de Asturias saca a concurso público la contratación de la consultoría y asistencia para la realización de los trabajos de “Caracterización de Suelos y Elaboración del Inventario de Suelos Contaminados del Principado de Asturias”. Estos trabajos permitieron la inclusión en dicho inventario de 694 emplazamientos potencialmente contaminados y, 68 de ellos fueron caracterizados superficialmente. Además, se estableció la necesidad de llevar a cabo una investigación más exhaustiva de aquellos emplazamientos que suponen un mayor riesgo medioambiental, realizando una caracterización detallada, con toma de muestras de suelos y aguas en profundidad.

Para ello, se vuelve a sacar a concurso público la realización de los trabajos con el siguiente nombre “Consultoría y Asistencia para la realización de los trabajos de Inventario y caracterización de suelos contaminados en el Principado de Asturias”. De acuerdo con lo establecido, se seleccionaron 12 emplazamientos para llevar a cabo una caracterización más detallada que incluyera una evaluación cuantitativa de riesgos y un estudio de las alternativas de tratamiento. De esta forma, el panorama regional en lo que se refiere al inventario de suelos contaminados quedó de la siguiente forma:

- Nivel 0: Inclusión del Emplazamiento en el Inventario de Suelos Potencialmente Contaminados. 694 emplazamientos.
- Nivel 1: Emplazamientos en los que se realizó una Caracterización Superficial. 68 emplazamientos.
- Nivel 2: Emplazamientos en los que se realizó una Caracterización Exhaustiva, con toma de muestras de suelos y aguas en profundidad. 12 emplazamientos.

Concluido este estudio se determinó que, en los doce emplazamientos caracterizados, se identificaron situaciones que requerían la aplicación de medidas prioritarias, con objeto de alcanzar la recuperación ambiental de los suelos afectados. Los estudios realizados establecían que existían concentraciones de contaminantes en el suelo que podrían ser un riesgo para la salud de las personas y los ecosistemas terrestres. Es por ello por lo que en dichos emplazamientos se hacía necesario llevar a cabo una investigación más detallada para proceder, en su caso, a su declaración como suelo contaminado.

El RD 9/2005 establecía la necesidad de que la propiedad presentase un Análisis Cuantitativo de riesgos para la salud de las personas en estos emplazamientos. Sin embargo, la ausencia de Niveles Genéricos de Referencia para metales en el Principado de Asturias (posteriormente establecidos en 2014), dificultaron la continuación de los trámites para la declaración de suelos contaminados. Fue hasta tal punto, que en 2014 se expone en una Resolución de la Consejería de Medioambiente del Principado de Asturias que ha pasado el plazo establecido por la ley para que la Administración declarase los emplazamientos estudiados como contaminados (Colina, García, Salgado & Sierra, 2017).

Todo esto hace que, en 2021, el Principado de Asturias no tenga declarado ningún suelo como contaminado, debido a las dificultades administrativas y técnicas que supone llevar a término los expedientes de declaración.

Cabe destacar que, en los últimos años, el Principado de Asturias en colaboración con el INDUROT decidió llevar a cabo una serie de campañas analíticas e informes de situación para incluir nuevos emplazamientos a este inventario (Gobierno del Principado de Asturias, s.f.). Estos son los siguientes:

- Suelos de San Andrés (Gijón)
- Parroquia de Jove (Gijón)
- Parroquia de Lloreda (Gijón)

6.1 Suelos contaminados del Principado de Asturias

Aquellos emplazamientos en los que el Principado de Asturias llevó a cabo una caracterización exhaustiva y, que quiso incluir en el inventario como emplazamiento nivel 2, se muestran a continuación (Gobierno del Principado de Asturias, s.f.):



- | | | |
|------------------|------------------|------------------|
| 1. Brañalamosa | 5. Maramuñiz | 9. Los Ruedos |
| 2. Caunedo | 6. Nitrastur | 10. Soterraña |
| 3. El Rucio | 7. Olicio | 11. Texeo |
| 4. Felguera-Melt | 8. Peña-Terronal | 12. Química Alba |

Figura 39. Mapa de Asturias con todos los emplazamientos recogidos en el Inventario de Suelos Contaminados.

En su mayoría son emplazamientos mineros o industriales situados en La Cuenca minera asturiana. En el caso de los primeros, la contaminación está asociada a la existencia de escombreras de las antiguas labores mineras. En todos ellas se decide llevar a cabo una prospección de la contaminación, un análisis cuantitativo de riesgos y un estudio de las alternativas de tratamiento aplicable a cada emplazamiento.

En lo que a la prospección de la contaminación se refiere, se trata de una campaña de toma de muestras para posteriormente ser analizadas en laboratorio. En cada emplazamiento estudiado fueron llevadas a cabo una o varias de las etapas que conforman el proceso de prospección

definido. Un mayor desarrollo de la prospección vendrá definido por un mayor número de etapas, siendo esta dependiente de las condiciones topográficas, geológicas e hidrogeológicas del emplazamiento (RYMOIL, 2001).

- Realización del reconocimiento superficial: consiste en la toma de una serie de muestras de los suelos y materiales de las escombreras asociadas al emplazamiento, mediante sondeos manuales. Este reconocimiento es completado mediante la toma de muestras de aguas superficiales en el propio emplazamiento y en fuentes cercanas que puedan verse afectadas.
- Realización de calicatas: se procede a realizar con ayuda de una retroexcavadora un número determinado de calicatas. Posteriormente, para cada una ellas se llevarán a cabo un desmuestre sistemático puntual sobre una de las paredes de la excavación, tomando muestras a distinta profundidad. Además, en aquellas calicatas en las que se alcance el nivel freático, se tomarán muestras de agua subterránea.
- Realización de sondeos mecánicos: estos sondeos permiten la recuperación del testigo y en el caso de cortar el nivel piezométrico podrán ser empleados como piezómetros para controlar el nivel de las aguas subterráneas.

Por otro lado, la precariedad tecnológica en el ámbito de la descontaminación hace 20 años, propició que las alternativas de tratamiento consideradas en todos los casos fuesen similares independientemente del tipo de contaminantes y contexto geológico e hidrogeológico local. Las alternativas propuestas son las siguientes (RYMOIL, 2001):

- Construcción de un monovertedero “on site”: esta solución consiste en la excavación de los terrenos afectados y escombreras asociadas, para posteriormente reubicarlos en un monovertedero que se construiría en las cercanías. Por último, se realizaría el sellado total de dicho vertedero.
- Gestión en monovertedero “off site”: las escombreras y suelos excavados serían empleados como material de relleno en otras obras de infraestructuras, con su consecuente aislamiento. El coste de este aislamiento sería reducido gracias a la venta de este material como relleno. Esta solución requiere una obra relativamente cercana que no dispare el coste por transporte de los materiales.
- Sellado “in situ”: tras un previo encauzamiento de las aguas procedentes de las zonas superiores de las escombreras, se procedería a efectuar el sellado de estas empleando una cubierta mixta impermeable con el uso de materiales tanto naturales como artificiales. Además, sería necesario un buen acondicionamiento topográfico y geotécnico con objeto de establecer una estabilidad adecuada de la zona. Una de las ventajas que presenta este tipo de solución es que no se requiere una excavación del terreno por lo que no se generaran emisiones a la atmosfera, teniendo en cuenta la presencia de metales pesados en el terreno. Sin embargo, su principal factor limitante es el tamaño de la superficie a sellar por lo que cuanto mayor sea esta mayor será el coste asociado a su impermeabilización.

- Solución mixta excavación-sellado “in situ”: principalmente este tipo de soluciones puede ser consideradas en aquellos emplazamientos en los que existen varias zonas de afección y una de ellas se considera principal con relación a su superficie. De esta forma, se excavan y movilizan los terrenos afectados con menor superficie juntándolos en la zona de mayor superficie y se optimiza el coste por sellado.
- Inertización: se llevaría a cabo el procesamiento de las escombreras y suelos contaminados, llevando a cabo un tratamiento fisicoquímico que permita reducir la capacidad de lixiviación de estos materiales hasta alcanzar valores de elementos inertes. Por último, se procede a su sellado con su consecuente drenaje e impermeabilización.

Brañalamosa

Las antiguas labores mineras de mercurio están situadas cerca de la localidad de Brañalamosa (Pola de Lena), en el valle del arroyo de Brañalamosa (Fig. 40). La superficie total es de aproximadamente 1.200 m² distribuidos en varias escombreras.

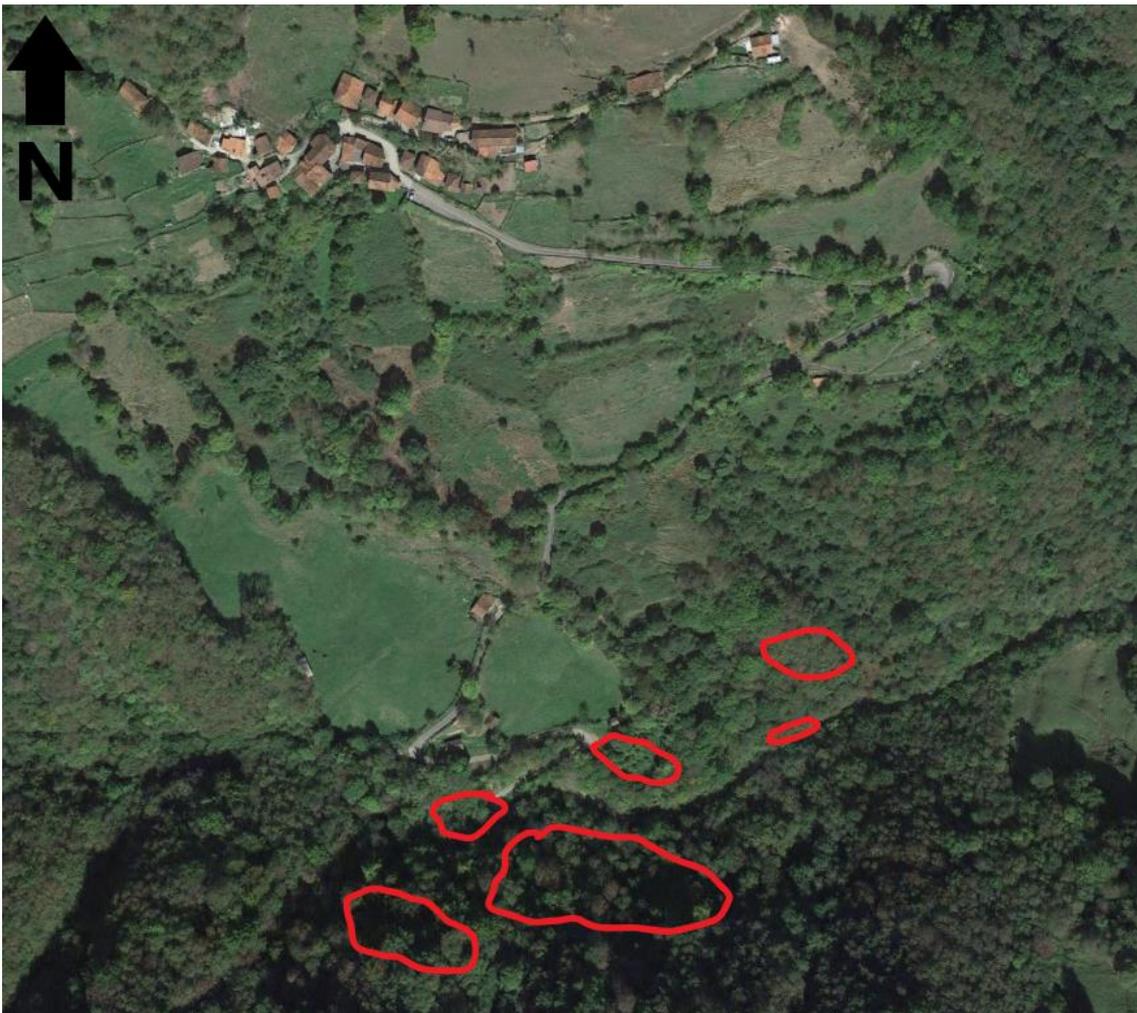


Figura 40. Emplazamiento de Brañalamosa (Google Earth, s.f.).

La escombrera principal ocupa una superficie de 400 m² y tiene un espesor irregular que varía entre los 1 y 5 metros. Se estima que actualmente existen unos 1500 m³ de residuos procedentes de los procesos de tratamiento de cinabrio para la obtención de mercurio. Es por ello por lo que estos residuos presentan elevadas concentraciones en mercurio y arsénico. Algunas de las escombreras restantes fueron creadas debido a los trabajos mineros infructuosos en la zona, estando en la actualidad cubiertos por una capa de vegetación integrándolas en el paisaje circundante (Fig. 41).



Figura 41. Escombreras recubiertas con capa vegetal (RYMOIL).

Desde el fin de las actividades mineras, ninguna de las escombreras ha recibido tratamiento alguno que minimice el impacto ambiental que estas generan. Dado que los residuos que la conforman se han almacenado a cielo abierto, con el paso del tiempo su erosión como consecuencia de las lluvias y vientos han contribuido a la propagación de la contaminación. Además, del depósito en las escombreras, los residuos procedentes de los trabajos de obtención de mercurio fueron empleados para la construcción de caminos rurales en la zona, lo que provocó una dispersión aun mayor de los residuos mineros.



Figura 42. Escombrera situada a las orillas del arroyo de Brañalamosa (Colina, García, Salgado, y Sierra, 2017).

Los estudios llevados a cabo en el emplazamiento ponen en evidencia que gran parte del mercurio y arsénico presentes en los residuos, se han movilizado y están presentes no solo en las escombreras sino en los suelos, plantas y arroyos de la zona. Esto conlleva que las elevadas concentraciones en Hg y As representan un riesgo para las personas locales y visitantes que puedan entrar en contacto con las aguas o suelos contaminados, así como los animales que puedan estar pastando en los alrededores (RYMOIL, 2001).

Caunedo

La mineralización de mercurio en el yacimiento de Caunedo es la más significativa en el dominio occidental de la Zona Cantábrica (región de Somiedo). Este emplazamiento se encuentra en el pueblo de Caunedo y en la actualidad las antiguas labores mineras se encuentran en estado de abandono (Fig. 43). La actividad minera tuvo lugar en este yacimiento de forma intermitente desde 1964 hasta 1974. Hay varios portales, galerías y transversales, algunos de ellos ahora hundidos. Estas labores recibieron los nombres de María de la Encarnación y Osa Menor, extrayendo cinabrio durante aproximadamente 10 años.



Figura 43. Ubicación de las escombreras de Caunedo (Google Earth, s.f.).

Por un lado, existe una escombrera parcialmente cubierta por vegetación y con una superficie de 150 m x 50 m. En los últimos años su volumen se ha reducido ya que parte de los materiales que la constituyen fueron empleados para la construcción de la carretera del Puerto de Somiedo. El principal material que la compone es estéril de mina (calizas), con una distribución muy irregular y de espesor variable. Aquí se almacenaba el material rico en mercurio extraído de la mina, previamente a que fuese tratado de forma metalúrgica.

Dos kilómetros hacia el norte de la anterior, se localiza otra escombrera (Fig. 44) y en esta no existe vegetación superficial que la recubra. Se pueden observar de forma diferenciada los materiales que la constituyen: cinabrio, minerales arsenicales y material estéril.



Figura 44. Vista de la parte superior de la escombrera norte (RYMOIL).

Los análisis químicos realizados a las muestras de suelo y materiales de escombreras reflejan ciertos elementos que rebasan la normativa, pudiendo afectar de forma negativa a la salud de las personas y el medioambiente. Se trata de los siguientes contaminantes:

- Arsénico
- Mercurio
- Cinc

Se estima un volumen de terreno afectado que ronda los 21.000 m³, entre escombreras y suelos. El análisis de riesgos realizados tanto para la escombrera situada en las afueras como para el centro del núcleo poblacional refleja que existe un riesgo cancerígeno en los suelos y en las aguas subterráneas (RYMOIL, 2001).

El Rucio

Esta zona también está relacionada con antiguas labores mineras de mercurio, en este caso con las de La Peña – El Terronal. Aquí fueron llevadas a cabo varias labores de montaña, lo que dio lugar a pequeñas escombreras (Fig. 45).



Figura 45. Ubicación de la escombrera de El Rucio (Google Earth, s.f.).

Situadas en la localidad de La Peña (Mieres), estas escombreras están cubiertas por la vegetación y, por lo tanto, formando parte del ámbito natural. Concretamente, la escombrera de El Rucio (Fig. 46) se sitúa en la ladera de la montaña de esta localidad muy cercana a varias viviendas y huertas. Su superficie es de aproximadamente 1500 m², presentando un material homogéneo y un aspecto compacto de color pardo. Sin embargo, su morfología es irregular, está formada por dos bancos de diferente altura y que almacenaban aquellos estériles que procedían de los trabajos de selección del mineral en la mina.



Figura 46. Vista parcial de la escombrera de El Rucio (Colina, García, Salgado, y Sierra, 2017).

Para acotar y caracterizar la contaminación presente en la escombrera de El Rucio, se llevó a cabo una campaña de prospección (Fig.47) y, posteriormente, los análisis químicos realizados en laboratorio reflejan unas concentraciones superiores a los valores de intervención en mercurio, arsénico, antimonio y vanadio.

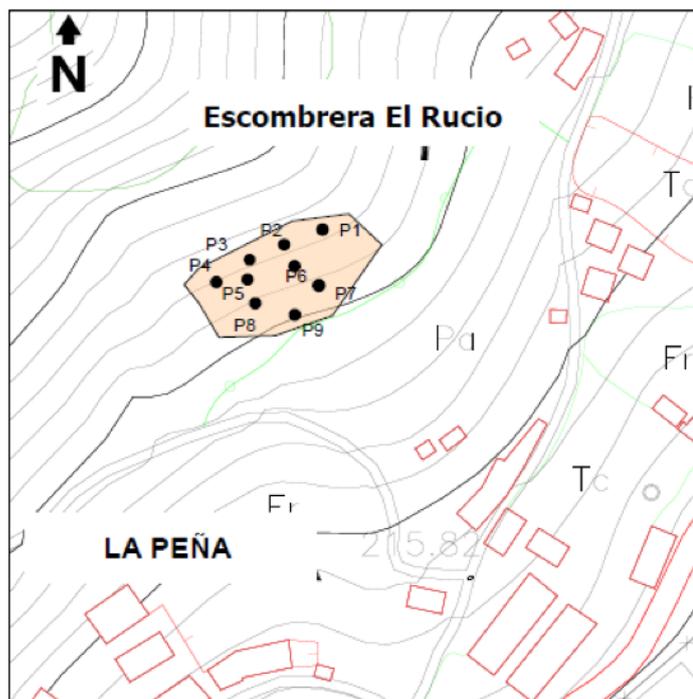


Figura 47. Localización de los muestreos realizados en la escombrera de El Rucio (RYMOIL, 2001).

El programa de análisis cuantitativo de riesgos reflejó que el medio más crítico teniendo en cuenta los riesgos tóxicos y cancerígenos son las aguas subterráneas. Esto se debe a la proximidad de la escombrera a núcleos residenciales, pudiendo producirse el arrastre de la contaminación por arsénico y mercurio hasta pozos de aguas subterránea de consumo (RYMOIL, 2001).

Felguera-Melt

Se trata de una antigua factoría perteneciente al Grupo Duro Felguera, concretamente situada en el Polígono Industrial Fernando Casariego (Fig. 48), en el término municipal de Langreo. Este emplazamiento está conformado por dos parcelas cuyas superficies son de aproximadamente 30.000 m² y 35.000 m², en ellas se disponen varios talleres y diversas instalaciones adicionales de la factoría Felguera Melt. Es importante destacar que estas parcelas están asentadas sobre un relleno que procede de escombros de antiguas instalaciones, subproductos de la fabricación de coque y siderúrgicos, además de estériles de mina.



Figura 48. Ubicación de las instalaciones de la factoría Felguera Melt (Google Earth, s.f.).

La actividad llevada en este emplazamiento durante finales del siglo XX consistía en la fabricación de locomotoras y material ferroviario, iniciando el cese de sus instalaciones en 2014. Diferentes estudios realizados en el emplazamiento dan constancia de la antigua existencia de un alto horno, lo cual puede relacionarse con los materiales que conforman la superficie del terreno. Todo ello conlleva a que se considere el terreno especialmente vulnerable a la afección de las aguas subterráneas y las del río Nalón, situado a escasos metros del emplazamiento.

Debido a las grandes dimensiones del emplazamiento, se optó por una investigación llevada a cabo mediante técnicas simples de análisis “in situ”, en lugar del estudio clásico mediante toma de muestras y análisis en laboratorio. Esta investigación permitió optimizar las zonas donde posteriormente realizar calicatas, además debido a que el emplazamiento es considerado como potencialmente contaminado por hidrocarburos y otros compuestos orgánicos, se hicieron análisis in situ de gases (Fig. 49) para la detección de volátiles.



Figura 49. Detección de hidrocarburos volátiles (RYMOIL, 2001).

Los análisis de gases, suelos y aguas permitieron delimitar las zonas contaminadas:

- Contaminación orgánica: en la zona SE de la parcela existe un vertedero en el que la afección orgánica se estima en 250 m³. Por otro lado, existe un área que fue empleada como almacenamiento de bidones y transformadores (Fig. 50), estimando una afección de 300 m³. Finalmente, también se identificó contaminación en un cubeto donde se realizaron trabajos de mantenimiento, cambios de aceite y otros.



Figura 50. Zona de almacenamiento de bidones y transformadores (RYMOIL, 2001).

- Contaminación inorgánica: la zona más destacable es en la que se ubicó el horno metalúrgico, donde las concentraciones más significativas fueron en plomo, cinc o arsénico. Su profundidad media es relativamente somera (2 metros) y su extensión es de unos 350 m².

Estos análisis ponen de manifiesto que:

- No existe riesgo por inhalación de vapores.
- Los valores de contaminantes encontrados en las aguas subterráneas están muy cercanos al límite de referencia y de la comparativa con los valores estándares internacionales, por lo que el riesgo es muy limitado.
- El riesgo cancerígeno en los suelos es de orden bajo, en función de las concentraciones principalmente de arsénico.

La cantidad total de suelo que presenta afección es de 1.000 m³. Además, aunque las concentraciones exceden en determinadas ubicaciones los niveles establecidos en la normativa holandesa, solo se observan en zonas puntuales. De acuerdo con estas características de la contaminación, únicamente se plantea la excavación selectiva de los terrenos afectados y su posterior gestión en vertedero de seguridad off site (RYMOIL, 2001).

Maramuñiz

Maramuñiz pertenece al Municipio de Lena, donde a finales de la Guerra Civil, en el año 1939 comenzó la actividad minera de la zona, continuando con interrupciones hasta 1975. La época dorada en cuanto a actividad se refiere fue la correspondiente con la década de los 60, siendo la explotación de mayor relevancia la del Mirión. Esta explotación era conocida como “Casa La Mina” y fue abierta en 1965. Al igual que Brañalamosa y Caunedo, este emplazamiento está relacionado con explotaciones de mercurio hoy en día abandonadas (Fig. 51). La mina de Maramuñiz (Pola de Lena) está drenada por el arroyo de La Barraca.



Figura 51. Ubicación de las escombreras de Maramuñiz (Google Earth, s.f.).

El acceso a estas labores se realizaba por caminos vecinales no accesibles a vehículos o a través de una pista ganadera, esto ocasionaba que el cinabrio que era extraído se transportaba mediante un carro tirado por bueyes hasta un horno de fundición situado en las inmediaciones. Ese horno permitía la reducción del cinabrio, el cual se descargaba en botellones y finalmente, se transportaba mediante camiones hasta las instalaciones de La Soterraña para un posterior proceso de purificación.

En la actualidad, únicamente se mantienen dos escombreras con una superficie aproximada de 3.500 m² y algún que otro resto de la actividad minera. Estas escombreras están relacionadas con dos labores mineras, “Mirión” y “Cumbre”. La que está asociada con Cumbre, presenta una escasa importancia, sin embargo, la segunda escombrera de Mirión (Fig. 52) es más voluminosa y se encuentra a cotas más bajas, estando situada junto a las antiguas instalaciones de la explotación.



Figura 52. Vista aérea de la escombrera de Mirión (Colina, García, Salgado, y Sierra, 2017).

Tras el análisis químico de las muestras, se observa una contaminación de las aguas subterráneas y suelos con arsénico y mercurio. Por otro lado, el estudio de los riesgos para la salud y medioambiente muestra que el medio más crítico es el agua subterránea para los núcleos residenciales ubicados en un radio de mil metros. Además, la contaminación presente en el suelo podrá ser movilizada hasta la zona saturada en periodos de fuertes precipitaciones por infiltración (RYMOIL, 2001).

Nitrastur

Las instalaciones de Nitrastur se encuentran en la localidad de La Felguera (Langreo), y tras el cierre de su actividad en 1997 fueron derribadas parcialmente (Fig. 53).



Figura 53. Ubicación de las antiguas instalaciones de Nitrastur (Google Earth, s.f.).

En la actualidad, se encuentran en un avanzado estado de deterioro (Fig. 54) lo que dificulta el aprovechamiento de una parcela de 200.000 m², de los cuales 70.000 m² están contaminados.



Figura 54. Interior de las instalaciones de Nitrastur (Colina, García, Salgado, y Sierra, 2017).

La presencia cercana de la actividad siderúrgica de Duro Felguera, junto con la actividad de la fábrica de Nitrastur propició que parte de esta parcela esté construida sobre una importante capa de relleno (Fig. 54), de 4 a 5 metros, constituido por cenizas de piritas generadas durante la fabricación de ácido sulfúrico. Las cenizas de piritas (aproximadamente 80.000 m³) son la principal fuente de contaminación de este emplazamiento y han suministrado durante un largo periodo de tiempo PTEs (Potentially Toxic Elements). En consecuencia, las concentraciones de As, Pb, Cu, Sb y Hg superan los niveles genéricos de referencia establecidos por ley.

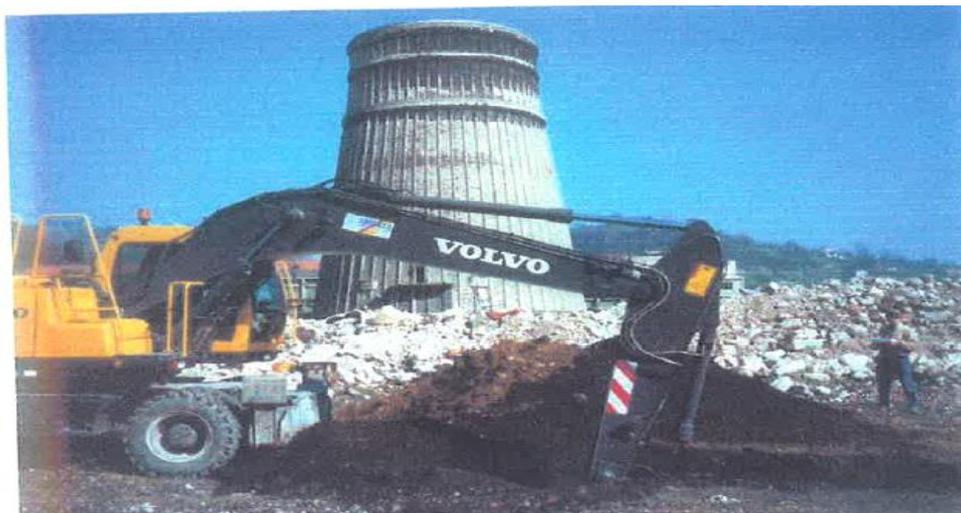


Figura 55. Realización de calicatas sobre escorias de piritas (RYMOIL, 2001).

La contaminación del suelo en este emplazamiento es muy heterogénea, y va desde suelos que muestran una ligera contaminación hasta zonas que registran una mezcla de residuos puros y tierra.

El estudio de riesgos para la salud de las personas y el medio ambiente y, que deriva de la campaña de muestras realizada refleja que:

- Salvo en las escombreras de las antiguas instalaciones mineras, en el emplazamiento no se ha detectado riesgo por inhalación de vapor y polvo del suelo superficial o inhalación de vapor de las aguas y subsuelo.
- El contenido en arsénico de las aguas subterráneas supone un riesgo cancerígeno para los núcleos urbanos ubicados en un radio de mil metros.
- El suelo presenta un riesgo cancerígeno por afección de los contaminantes, presentes en este.

Además de los estudios realizados en la parcela en 2001 (RYMOIL, 2001), en los sucesivos años se han llevado a cabo diferentes campañas de tomar de muestras realizados por distintas empresas para definir una mejor caracterización de la contaminación y ampliar las técnicas de tratamiento propuestas.

Entre las técnicas consideradas se plantean las siguientes: fitoextracción, biorremediación, fitoestabilización, lavado de suelos y electrorremediación (Boente, Sierra, Rodríguez-Valdés, Menéndez-Aguado & Gallego, 2016), (DEC, 2009).

Olicio

A escasos metros del pueblo de Brengues (Cangas de Onís) están las antiguas labores mineras de Olicio asociadas a la minería del cinabrio. Se puede observar desde el antiguo castillete del pozo hasta los restos de la base del antiguo horno metalúrgico. Hay dos escombreras y la principal está en el valle siendo atravesada por el arroyo Brengues, además de otras escombreras más pequeñas en la zona del Pico Arbolín y el arroyo Forcadieyu. Todo ello pone en evidencia la existencia de una importante actividad minera en el pasado. La superficie total cubierta por las escombreras citadas es de aproximadamente 8.000 m² (Fig. 56).



Figura 56. Ubicación escombrera de Olicio (Google Earth, s.f.).

En torno al año 1965, entró en funcionamiento el pozo Olicio, siendo explotado por RIO KUMER S.A. y, su actividad se mantuvo durante aproximadamente 7 años, dado que a principios de los años 70 se inició la crisis del mercurio.

El material que se extraía del pozo era tratado on site en un horno de mufla, el cual era calentado mediante fuel. Parte de los estériles producidos fueron almacenados en las escombreras mientras que el resto fue empleado para el firme de los caminos de la zona. Las cenizas metalúrgicas producidas fueron también depositadas en dichas escombreras y en una pequeña calicata construida para su vertido.

Cabe destacar el suceso ocurrido en los años 90, cuando por una riada importante el arroyo Brengues (Fig. 57) erosionó y arrastro parte de la escombrera, movilizandolos materiales que la constituyen hasta colmatar el río Parda.



Figura 57. Cauce del arroyo Brengues, discurriendo sobre restos de escombrera (RYMOIL, 2001).

Los análisis químicos realizados, ponen de manifiesto que los elementos que rebasan la normativa y que por lo tanto presentan concentraciones más significativas desde el punto de vista de la contaminación son:

- Arsénico
- Mercurio

Por otro lado, la evaluación de riesgos asociada a las muestras analizadas refleja que la zona fuente de contaminación son las escombreras, provocando la contaminación de las aguas subterráneas que presentan un riesgo cancerígeno en los núcleos residenciales ubicados en un radio de quinientos metros. En este caso, el medio más crítico es el suelo debido a la migración potencial de la contaminación por la variación del nivel freático y el arrastre de contaminantes (RYMOIL, 2001).

Adicionalmente, al igual que ocurre en Nitrastur se realizaron muestreos complementarios con objeto de validar técnicas de tratamiento alternativas no consideradas en un inicio (Díaz, 2016). Estas técnicas fueron: fitoestabilización, lavado de suelos y electrorremediación (UNIOVI, 2012).

La Peña - El Terronal

Al igual que el Rucio, el yacimiento El Terronal pertenece al conjunto de labores mineras de mercurio explotadas a mediados del siglo XX entre las localidades de La Peña y El Terronal en el municipio de Mieres. El material era extraído en estas labores mediante el método de explotación de cámaras y pilares, finalizando su actividad a mediados de los años 70 como consecuencia de la grave crisis del mercurio.

Este yacimiento cuenta con una escombrera que recibe el nombre de “La Peña – Terronal”. Ocupa una superficie de 30.000 m² y su volumen aproximado es de 150.000 m³ (Fig. 58).



Figura 58. Ubicación escombrera de El Terronal (Google Earth, s.f.).

En esta escombrera fueron almacenados los residuos producidos durante los procesos de concentración y metalurgia. Existen tres sectores bien diferenciados:

- Un primer sector contiene estériles de tamaño heterogéneo.
- El segundo sector, hace referencia a la zona central de la escombrera y ahí están presentes distintos tipos de residuos.
- Por último, el tercer sector y más pequeño en extensión y volumen, contiene materiales finos procedentes del proceso metalúrgico

Toda la escombrera está dispuesta sobre una ladera cercana a zonas pobladas y con actividad agrícola y ganadera. Además, presenta una estabilidad media, ocasionando deslizamientos locales y una fuerte erosión superficial.

Durante el proceso metalúrgico (Fig. 59) se obtenían residuos con contenidos en mercurio, arsénico o sulfuro entre otros, y eran depositados en esta escombrera.



Figura 59. Zona de la planta metalúrgica de El Terronal (Colina, García, Salgado, y Sierra, 2017).

El análisis químico de las muestras llevado a cabo en laboratorio confirma que tanto el arsénico, como el mercurio y el cadmio, superan los valores límite establecidos por la normativa. De acuerdo con esta información, la evaluación de riesgos correspondiente pone de manifiesto que existe un riesgo muy importante para tener en cuenta principalmente en las aguas subterráneas y los suelos. Esto se relaciona principalmente con la presencia de núcleos residenciales situados a escasos metros de la escombrera (RYMOIL, 2001).

Como se puede apreciar la problemática es recurrente y muy similar en la mayor parte de los emplazamientos incorporados al Inventario de Suelos Contaminados, donde la principal afección se produce derivado de las antiguas labores mineras de mercurio. De la misma forma que con las parcelas de Nitrastur u Olicio fueron llevadas a cabo nuevas investigaciones para verificar la viabilidad técnica de nuevas tecnologías como fueron la fitoextracción, biorremediación, fitoestabilización, lavado de suelos y electrorremediación (UNIOVI, 2012).

Química Alba

Esta parcela situada en la localidad de Venta del Gallo (Siero) (Fig. 60), albergó las instalaciones de Química Alba. En ella se almacenaba tinol en diversos depósitos, este es un producto que se emplea como lubricante en los procesos de laminación.

En el emplazamiento se podían ver productos lubricantes, óxidos de hierro o grasas animales derramados en varios puntos, debido a fugas en los depósitos y una mala política de gestión de residuos. En la zona norte de la parcela existía una zona de almacenamiento de bidones que incluían PCB y taladrinas, mientras que al este del emplazamiento se podía ver la balsa de residuos orgánicos pesados.



Figura 60. Ubicación de las antiguas instalaciones de Química Alba (Google Earth, s.f.)

En este caso la contaminación identificada en la parcela afectaba a unos 10.650 m³, principalmente se trata de BTEX, TPH y PAH. Este volumen de suelo se dividía en tres zonas:

- Área donde se ubicaba la Planta de producción y destilación de fenoles.
- Espacio de almacenamiento de fuel y tinol.
- Zona de la planta de resinas.

De acuerdo con la información recuperada a partir de los resultados obtenidos en laboratorio, se estableció que el medio más crítico para el riesgo cancerígeno era el suelo. Para el caso de las aguas subterráneas, si bien existían en ellas la presencia de compuestos orgánicos, estos eran atenuados en gran medida gracias a la baja permeabilidad de los estratos inferiores (RYMOIL, 2001).

En la actualidad esta parcela ya está descontaminada, en 2009 la empresa CONSULNIMA finalizó los trabajos de remediación. Para ello, se llevó a cabo una excavación selectiva de los suelos (Fig. 61) contaminados para posteriormente acometer una biorremediación de estos mediante biopilas construidas en la propia parcela (Consulnima, 2009).



Figura 61 Excavación y formación de biopilas en el emplazamiento de Química Alba (Consulnima, 2009).

Los Ruedos

Los Ruedos es una antigua mina de mercurio abandonada en el municipio de Mieres. Cuenta con una escombrera (Fig. 62) de residuos del proceso de tratamiento del cinabrio que recibe el mismo nombre que la mina y, que presenta altos contenidos en arsénico. El volumen de residuos que en la actualidad acumula es de aproximadamente 3.000 m³, ocupando una superficie de unos 1.000 m². Además, cuenta con un canal perimetral en su base para recoger las aguas de lixiviación de la escombrera y evitar que entre en contacto con otra escombrera de carbón (propiedad de Hunosa) situada en una zona más baja y el arroyo Miñera.



Figura 62. Ubicación de la escombrera de Los Rueldos (Google Earth, s.f.).

El material que compone esta escombrera (Fig. 63) proviene de la selección previa al tratamiento de la mena de mercurio en planta y que se llevaba a cabo durante la actividad de esta mina. Está conformada por dos bancos de distinta altura y pendiente, contando con una gran cárcava en su parte central ocasionada por el agua en periodo de lluvia.



Figura 63. Vista parcial de la escombrera de Los Ruedos (Colina, García, Salgado, y Sierra, 2017).

Como es característico en este tipo de emplazamientos, los principales contaminantes que se identifican son arsénico y mercurio en concentraciones que superan los NGR.

En este caso, la no existencia de núcleos urbanos en las cercanías de la escombrera limita el posible riesgo cancerígeno como consecuencia de las aguas subterráneas. Sin embargo, se muestra que el mayor riesgo es ocasionado por el suelo siendo necesaria su descontaminación para la posterior revalorización de estos terrenos (RYMOIL, 2001).

Soterraña

Soterraña es una antigua mina de mercurio cuyas labores fueron llevadas a cabo por debajo de la cota 650 (Fig. 64). A través de su bocamina se accedía al pozo Ulpino que comunicaba con las explotaciones inferiores y planos inclinados que permitían los trabajos hasta la cota 341.



Figura 64. Ubicación de las escobreras de La Soterraña (Google Earth, s.f.).

Su escombrera principal se encuentra en una ladera (Fig. 65), favoreciendo una elevada escorrentía y que, por lo tanto, origina un lavado más activo de los elementos que los escombros llevan asociados. Hasta hace unos años, en las instalaciones exteriores estaba implantada una empresa que se dedicaba a la fabricación de briquetas de espato flúor para la industria siderúrgica, esta sociedad se denominaba SIDERFLUOR S. A. Posteriormente, fue sancionada e inhabilitada al haber realizado la demolición de las instalaciones presentes sin disponer la autorización para la gestión de estos residuos peligrosos (Basteiro, 2013).



Figura 65. Vista parcial de la escombrera de La Soterraña (Google, s.f.).

Cuentan con una balsa de decantación de finos, de forma que el agua que rebosa de esta llega a la parte inferior de la escombrera, escurriendo sobre su superficie.

Está situada en el municipio de Lena y sus dimensiones son de las más grandes si las comparamos con el resto de las escombreras citadas en este estudio. En ella eran almacenados los residuos del proceso metalúrgico (Fig. 66) generados en hornos cuba o en muflas metálicas de hierro fundido.



Figura 66. Panorámica de las instalaciones de La Soterraña (Colina, García, Salgado, y Sierra, 2017).

Las anomalías en suelos indican unas elevadas concentraciones en mercurio y arsénico localizadas en la escombrera y suelos periféricos.

En cuanto al estudio de los riesgos para la salud en el área de estudio se concluye lo siguiente:

- No existe riesgo cancerígeno por inhalación de vapor y polvo de suelo superficial, ni por inhalación de vapor de las aguas y subsuelo.

- El agua subterránea contaminada supone un riesgo cancerígeno en aquellos núcleos residenciales, ubicados en un radio de quinientos metros.
- El suelo presenta riesgo cancerígeno por afección de los contaminantes, presentes en el mismo.
- Existe el riesgo de arrastre de los contaminantes presentes en la escombrera como consecuencia de precipitaciones torrenciales.

Con todo ello se considera que los medios más críticos son tanto las aguas subterráneas como la contaminación presente en los suelos del emplazamiento (RYMOIL, 2001).

Texeo

La mina de Texeo es una antigua explotación de cobre que ocupaba toda la ladera del monte Tejeo (Fig. 67) en el concejo de Riosa. Su explotación fue realizada en dos épocas completamente diferenciadas:

- Época antigua: sus inicios se remontan a una época posterior a la Edad de Piedra.
- Época reciente: pertenece al grupo de minas del Aramo. Estas comenzaron a ser explotadas en los años 50.

Concretamente, Texeo es la mina de cobre más importante de Asturias, sin embargo, en cuanto a extensión se refiere, las labores llevadas a cabo no presentan grandes dimensiones.



Figura 67. Ubicación de la mina de Texeo (Google Earth, s.f.).

En cuanto a las instalaciones exteriores el emplazamiento cuenta con la línea eléctrica, dos compresores, dos vaivenes, el lavadero y una planta amoniaca para el tratamiento de minerales pobres por vía húmeda. Además, esta mina contaba con una escombrera (Fig. 68) donde se depositaba el mineral previamente a su tratamiento y varias zonas de acopio para las escorias generadas en los hornos.



Figura 68. Vista parcial de la escombrera de Texeo (RYMOIL, 2001).

La campaña de toma de muestras de suelo se focalizó principalmente en la zona donde se realizaban las antiguas labores metalúrgicas y de tratamiento del mineral. En cuanto a las muestras líquidas, estas fueron recogidas en los ríos, regueros, fuentes... cercanos al emplazamiento en cuestión. En todas las muestras se llevaron a cabo mediciones pH junto con análisis químicos mediante el método Análisis ICP (Inductively Couple Plasma).

Las concentraciones más elevadas fueron localizadas en las antiguas instalaciones metalúrgicas donde se encontraba el horno. Así mismo también se identificó una importante contaminación en la parte superior de la mina, concretamente con una senda abierta en su día por los explotadores de la mina (Fig. 69). Esta se encuentra en una zona de gran pendiente por donde los materiales lixiviados han podido descender. Esta contaminación estaba ligada a concentraciones muy elevadas de arsénico, cobre, cobalto y níquel, considerando una superficie de afección de aproximadamente 10.000 m², entre escombrera, zona metalúrgica y senda.



Figura 69. Vista general de la mina de Texeo (Colina, García, Salgado, y Sierra, 2017).

La realización del estudio de riesgos para la salud de las personas pone de manifiesto que el medio más crítico en cuanto a riesgo cancerígeno se refiere, está ligado a las aguas subterráneas. Existiendo también un importante riesgo debido a la contaminación en los suelos (RYMOIL, 2001).

7. Implementación de nuevas técnicas de tratamiento para suelos contaminados en el Principado de Asturias

Dentro del Inventario de Suelos Contaminados desarrollado en 2001 por la Consejería de Medio Ambiente del Principado de Asturias, existen emplazamientos cuyas alternativas de tratamiento implican la excavación y movilización de terreno contaminado a otros puntos de gestión. Debido a que este inventario se desarrolló previamente a la publicación del RD 9/2005, las alternativas consideradas no siguen los requisitos de tratamiento establecidos:

1. Se priorizarán las técnicas in situ que garanticen actuaciones de recuperación permanentes.
2. Se priorizará la remediación de los focos de contaminación y, en caso de que esto no sea posible, se tenderá a reducir la exposición incluyendo medidas de contención o confinamiento de los suelos afectados.

Es por ello por lo que en este documento se plantearán tratamientos alternativos para abordar esta problemática, basándose en los estudios más recientes realizados para cada uno de los emplazamientos.

Se procede a analizar las posibilidades de tratamiento actuales para dos de los emplazamientos que se integran en el Inventario de Suelos Contaminados del Principado de Asturias. Los emplazamientos que se han seleccionado presentan la similitud estar en las cercanías de núcleos urbanos importantes y disponen de importante bibliografía sobre la contaminación presente. Por otro lado, y dado que en la mayoría de los casos la contaminación es debida a la presencia de escombreras generadas a partir de los residuos del procesamiento de minerales de mercurio, únicamente estudia la alternativa para uno de los emplazamientos con esta problemática. La solución planteada podría ser estudiada para su extrapolación a otros emplazamientos si las características geológicas, hidrogeológica, topográficas y geoquímicas son similares.

7.1 Nitrastur

La factoría de Nitrastur (Fig. 70) se encuentra en Langreo, situada entre los cauces del Río Candín que discurre por la zona norte del emplazamiento y el Río Nalón, que se encuentra al sur de la parcela. Estas instalaciones se dedicaban principalmente a la producción de sulfato amónico y disponían de una red de agua de abastecimiento para satisfacer sus necesidades. Las aguas una vez utilizadas eran tratadas y vertidas de nuevo al cauce del Río Nalón (RYMOIL, 2007).

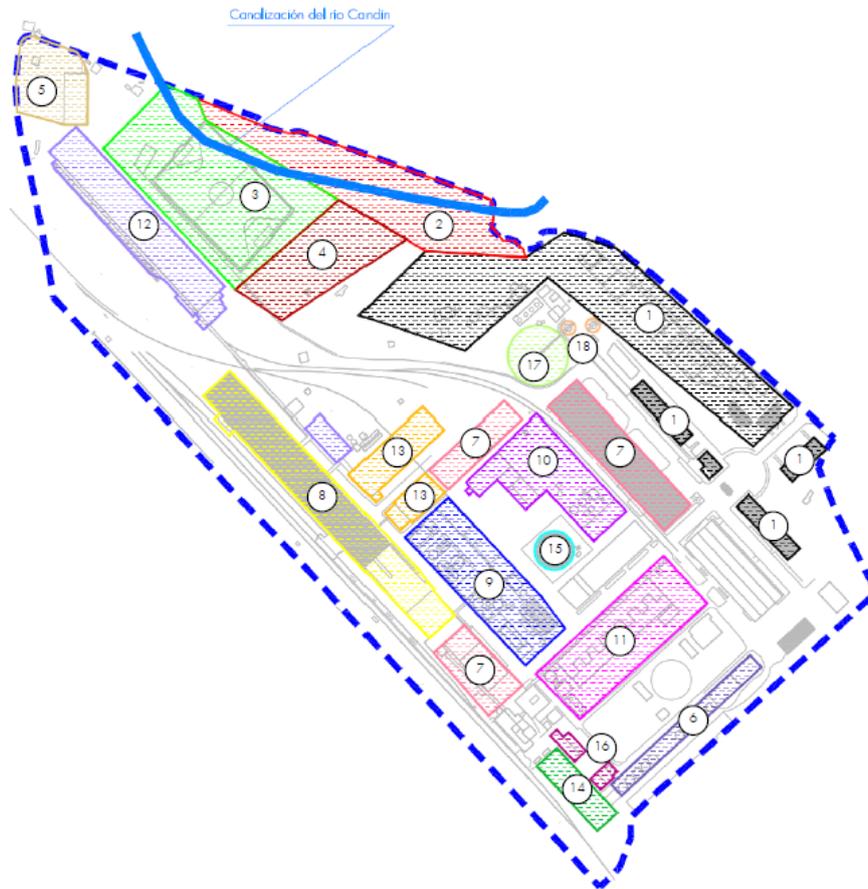


Figura 70. Distribución de espacial de la parcela (RYMOIL, 2007).

Los números de la figura 70 corresponden con las instalaciones que conforman la parcela de Nitrastur:

1. Oficinas, viviendas y huertas
2. Conducción de gas
3. Instalaciones deportivas
4. Escombrera
5. Chatarrería
6. Planta de desulfuración
7. Fabricación y almacenamiento de sulfato amónico
8. Fabricación y almacenamiento de nitratos
9. Fabricación y almacenamiento de ácido nítrico
10. Fabricación y almacenamiento de ácido sulfúrico
11. Fabricación y almacenamiento de amoniaco
12. Fabricación y almacenamiento de abonos terciarios
13. Parque de caliza y materias primas
14. Parque de carbón
15. Torre de refrigeración
16. Gasómetros
17. Decantador
18. Tanques de floculantes

7.1.1 Contaminación

La mayor parte de la parcela está construida sobre un relleno formado por escorias de pirita y/o escombros, por lo que, aunque la actividad de Nitrastur pudiese haber originado posibles derrames líquidos y haber afectado al suelo, la principal fuente de contaminación reside en las cenizas producidas durante la fabricación de ácido sulfúrico mediante la tostación de la pirita.

En 2009 en esta parcela se realizaron varias actividades de toma de muestras para posteriormente, llevar a cabo sobre ellas ensayos de tratamiento en laboratorio. En total se tomaron 36 muestras de suelo a partir de calicatas y 9 de los sondeos mecánicos ejecutados (DEC, 2009).

Los resultados obtenidos ponen de manifiesto que existen concentraciones elevadas para determinados metales analizados. Las concentraciones en metales para cada muestra se muestran a continuación:

| MUESTRA | Arsénico mg/kg | Plomo mg/kg | Zinc mg/kg | Cobre mg/kg | Mercurio mg/kg | Bario mg/kg | Cadmio mg/kg | TPH mg/kg |
|-------------|-------------------|----------------|---------------|----------------|-------------------|----------------|-----------------|--------------|
| C09-008C | 26 | 53 | 620 | 33 | 0,54 | 35 | 0,78 | 950 |
| C09-012B | 290 | 6.200 | 8.000 | 8.500 | 9,10 | 430 | 13,0 | 130 |
| C09-23D | 12 | 34 | 160 | 20 | 0,99 | | | 4.800 |
| C09-026B | 52 | 420 | 1.300 | 480 | 0,34 | 200 | 4,00 | |
| C09-026Bbis | 190 | 4.100 | 7.100 | 2.900 | 2,10 | 260 | 15,0 | |
| C09-026C | 12 | 33 | 280 | 15 | 0,17 | 54 | 0,67 | |
| C09-034B | 210 | 2.500 | 5.300 | 1.700 | 2,50 | | 12,0 | |
| C09-034Bbis | 140 | 5.700 | 11.000 | <5,0 | 4,20 | | 24,0 | 75 |
| C09-034C | 12 | 19 | 290 | 16 | 0,15 | | | |
| C09-042B | 48 | 110 | 43 | 42 | 1,60 | | | |
| C09-048C | 15 | 34 | 130 | 18 | 0,21 | | <0,40 | <38 |
| C09-050B | 56 | 270 | 150 | 170 | 0,95 | | <0,40 | <38 |
| C09-055A | 400 | 6.000 | 4.500 | 1.800 | 4,60 | | 6,60 | |
| C09-055B | 38 | 160 | 120 | 99 | 0,15 | | 0,41 | |
| C09-055C | 11 | 15 | 130 | 21 | | | | |
| C09-056C | <10 | <10 | 130 | 16 | 0,21 | | 0,88 | <38 |
| C09-061B | 22 | 130 | 270 | 64 | 0,36 | | <0,40 | 260 |
| C09-067A | 4.300 | 11.000 | 1.600 | 1.100 | 120 | 170 | 3,30 | |
| C09-070B | 490 | 5.400 | 3.400 | 1.600 | 2,50 | 150 | 6,30 | |
| C09-070Bbis | 16 | 200 | 530 | 210 | 0,24 | 24 | 1,70 | |
| C09-070C | 18 | 49 | 350 | 880 | 0,27 | 91 | 0,96 | |
| C09-072B | 51 | 34 | 350 | 900 | 0,16 | | 1,10 | 220 |
| C09-074A | 47 | 510 | 530 | 140 | 0,62 | 180 | 1,80 | 370 |
| C09-081B | 57 | 530 | 960 | 260 | 4,00 | | 2,80 | 220 |
| C09-084B | 260 | 4.000 | 2.100 | 170 | 54,0 | 2.200 | 1,60 | 290 |
| C09-084D | 40 | 99 | 230 | 220 | 0,17 | 180 | 0,93 | |
| C09-085B | 24 | 90 | 160 | 47 | 0,64 | | 0,51 | 69 |
| C09-088A | 64 | 500 | 2.100 | 780 | 2,60 | | 6,40 | 190 |
| C09-088B | 33 | 200 | 410 | 100 | 4,40 | | 1,40 | 400 |
| C09-M01 | 280 | 4.700 | 5.900 | 2.200 | 2,60 | 280 | 11,0 | |
| C09-M02 | 1.200 | 4.800 | 1.300 | 360 | 7,00 | 160 | 3,20 | |
| C09-M03 | 1.600 | 150 | 120 | 410 | 0,65 | 49 | 0,49 | |
| C09-M04 | 52 | 120 | 790 | 120 | 0,73 | 88 | 2,50 | 100 |
| C09-M05 | 780 | 5.900 | 1.700 | 840 | 43,0 | 110 | 7,10 | 180 |
| C09-T10B | 190 | 420 | 410 | 490 | 1,90 | 190 | 1,20 | |
| CF-S | 20 | 31 | 86 | 27 | 0,86 | | <0,40 | 62 |
| C-XA | 34 | 73 | 72 | 59 | 1,50 | | 0,72 | 79 |
| S-03B | 18 | 88 | 180 | 82 | 0,89 | | <0,40 | 130 |
| S-06B | 300 | 1.700 | 2.600 | 980 | 5,60 | | 7,30 | 220 |
| S-10B | 230 | 2.400 | 2.200 | 1.100 | 20,0 | 570 | 4,30 | 65 |
| S-10Bbis | 110 | 830 | 3.500 | 1.600 | 8,30 | 530 | 17,0 | 70 |
| S-10C | 180 | 340 | 1.300 | 350 | 2,90 | | 3,80 | 1.300 |
| S-13B | 52 | 560 | 410 | 110 | 0,74 | | 2,40 | 89 |
| S-15B | 39 | 33 | 89 | 62 | 0,65 | 290 | <0,40 | 47 |
| S-18D | 44 | 150 | 440 | 160 | 1,60 | 220 | 1,20 | 240 |
| S-18B | 13 | <10,00 | 28 | 24 | 0,83 | | <0,40 | 380 |
| NGR max | 50 | 120 | 3.250 | 135 | 6 | 4.200 | 7 | |
| NGR min | 24 | 60 | 170 | 50 | 1 | 400 | 2 | |

Figura 71. Concentraciones en metales de las muestras de suelo tomadas en la parcela de Nitrastur (DEC, 2009)

Con respecto a la posible contaminación por hidrocarburos, esta afección está localizada en la zona de calderas de las antiguas instalaciones. Sus concentraciones presentan niveles bastante bajos sin que parezca que hayan afectado a los suelos del entorno ni a las aguas subterráneas (DEC, 2009).

La distribución de las contaminaciones más elevadas en la parcela es la siguiente:

- Hidrocarburos: zona de caldera, situada entre la planta de desulfuración (6) y las instalaciones de fabricación y almacenamiento de amoniaco (11).
- Arsénico: extremo este de la zona de fabricación y almacenamiento de nitratos (8), junto con el parque de caliza y materias primas (13).
- Plomo: está presente en la misma zona que el arsénico.
- Zinc: zona de oficinas (1) y en la planta de desulfuración (6).
- Cobre: principalmente en la planta de desulfuración (6).
- Mercurio: extremo este de la zona de fabricación y almacenamiento de nitratos (8).
- Cadmio: zona de oficinas (1) y en la planta de desulfuración (6).
- Bario: zona suroeste de la parcela cercana a la planta de fabricación y almacenamiento de abonos terciarios (12).

Además, se tomaron 20 muestras de aguas subterráneas procedentes de piezómetros ya instalados en la parcela. Los resultados obtenidos son los siguientes:

| MUESTRA | Arsénico µg/l | Plomo µg/l | Zinc µg/l | Cobre µg/l | Mercurio µg/l | Bario µg/l | Cadmio µg/l |
|-----------------|------------------|---------------|--------------|---------------|------------------|---------------|----------------|
| S-01 | <5 | <5 | 13 | <5 | <0,05 | <50 | <0,4 |
| S-02 | <5 | <5 | 96 | <5 | <0,05 | 70 | 0,78 |
| S-03 | <5 | 7 | 19 | <5 | <0,05 | 50 | <0,4 |
| S-04 | <5 | <5 | 11 | <5 | <0,05 | 61 | <0,4 |
| S-05 | <5 | <5 | 290 | 12 | <0,05 | <50 | 3,60 |
| S-06 | <5 | <5 | 38 | 7 | <0,05 | <50 | 1,70 |
| S-07 | 8 | <5 | 19 | <5 | <0,05 | <50 | <0,4 |
| S-08 | <5 | <5 | <10 | <5 | <0,05 | 88 | <0,4 |
| S-09 | 530 | <5 | 36 | <5 | <0,05 | 58 | <0,4 |
| S-10 | 510 | 12 | 19.000 | 12.000 | <0,05 | <50 | 150 |
| S-11 | <5 | <5 | 59 | <5 | <0,05 | <50 | <0,4 |
| S-12 | <5 | <5 | 140 | 19 | <0,05 | 63 | <0,4 |
| S-13 | 1.500 | 97 | 200 | 110 | <0,05 | 52 | 0,89 |
| S-14 | 85 | 13 | 24 | 10 | <0,05 | <50 | 0,43 |
| S-15 | 96 | 240 | 3.900 | 180 | <0,05 | <50 | 33 |
| S-16 | <5 | 21 | 20 | 25 | <0,05 | <50 | <0,4 |
| S-17 | <5 | <5 | 77 | 14 | <0,05 | <50 | <0,4 |
| S-18 | <5 | <5 | 66 | <5 | <0,05 | 65 | 1,10 |
| S-19 | <5 | <5 | 10 | <5 | <0,05 | 56 | <0,4 |
| S-20 | 20 | <5 | 10 | <5 | <0,05 | 67 | <0,4 |
| V. referencia | 10 | 15 | 65 | 15 | 0,05 | 50 | 0,4 |
| V. intervención | 60 | 75 | 800 | 75 | 0,3 | 625 | 6 |

Figura 72. Concentraciones en metales en las muestras de aguas subterráneas tomadas en la parcela de Nitrastur (DEC, 2009).

Las zonas de la parcela más afectadas son el parque de carbón (14), los gasómetros (16) y el decantador (17)

Como se puede apreciar se trata de una contaminación heterogénea pero bastante localizada tanto en el caso de los suelos como de las aguas subterráneas.

7.1.2 Tratamiento alternativo propuesto

Una de las alternativas propuestas y validadas por una de las empresas que realizaron una campaña de muestras en la parcela (DEC, 2009), implica una inmovilización de los contaminantes de forma que el suelo se mezcle con un cierto porcentaje de aditivo y de esta forma reducir las características de lixiviación del suelo. Posteriormente, los suelos postratamiento serían evacuados al vertedero correspondiente (residuos peligrosos o no peligrosos).

Para ello, se llevaron a cabo ensayos de laboratorio que mostraron los siguientes resultados:

| | | Cat 1 | Cat 2 | T1 - M1 | T1 - M1 + aditivo | T2 - M1 | T2 - M1 + aditivo | T2 - M2 | T2 - M2 + aditivo |
|------------------------------------|----------|-------|-------|----------|-------------------|----------|-------------------|----------|-------------------|
| Pérdida por Ignición | % MS | 10 | 10 | 20,1 | | 0,62 | | 5,94 | |
| Carbono Orgánico Total (TOC) | | 6 | 6 | 14 | | < 0.50 | | 1,4 | |
| Arsénico después de la lixiviación | mg/kg MS | 25 | 2 | 0,239 | < 0.100 | < 0.10 | 0,308 | 0,147 | 2,5 |
| Cobre después de la lixiviación | | 100 | 50 | 35,3 | < 0.10 | 8,98 | 0,3 | 293 | 8,17 |
| Mercurio después de la lixiviación | | 2 | 0,2 | < 0.0050 | < 0.0050 | < 0.0050 | < 0.0050 | < 0.0050 | < 0.0050 |
| Plomo después de la lixiviación | | 50 | 10 | < 0.050 | < 0.050 | 136 | 0,68 | 22,5 | < 0.050 |
| Zinc después de la lixiviación | | 200 | 50 | 191 | < 0.20 | 5,01 | < 0.20 | 58,1 | < 0.20 |
| Carbono Orgánico Disuelto (DOC) | | 1000 | 800 | < 5.00 | < 5.00 | < 5.00 | < 5.00 | 16,2 | 199 |

| | | Cat 1 | Cat 2 | 040 - M1 | 040 - M1 + aditivo | T8 - M1 | T8 - M1 + aditivo | T11 - M1 | T11 - M1 + aditivo |
|------------------------------------|----------|-------|-------|----------|--------------------|----------|-------------------|----------|--------------------|
| Pérdida por Ignición | % MS | 10 | 10 | 2,57 | | 13,7 | | 37,1 | |
| Carbono Orgánico Total (TOC) | | 6 | 6 | < 0.50 | | 9 | | 28 | |
| Arsénico después de la lixiviación | mg/kg MS | 25 | 2 | 1,27 | 0,395 | 0,656 | < 0.10 | < 0.100 | < 0.10 |
| Cobre después de la lixiviación | | 100 | 50 | 59,5 | 16,2 | < 0.10 | < 0.10 | < 0.10 | < 0.10 |
| Mercurio después de la lixiviación | | 2 | 0,2 | < 0.0050 | < 0.0050 | < 0.0050 | < 0.0050 | < 0.0050 | < 0.0050 |
| Plomo después de la lixiviación | | 50 | 10 | 47,8 | < 0.050 | < 0.050 | < 0.050 | < 0.050 | < 0.050 |
| Zinc después de la lixiviación | | 200 | 50 | 40,1 | 0,73 | 0,23 | < 0.20 | < 0.20 | < 0.20 |
| Carbono Orgánico Disuelto (DOC) | | 1000 | 800 | < 5.00 | < 5.00 | 14,2 | 6 | 46,3 | 34,8 |

Figura 73. Resultados obtenidos del proceso de inmovilización sobre las muestras de suelo de la parcela de Nitrastur (Dec, 2009).

Estos resultados ponen de manifiesto que las concentraciones de metales en el lixiviado, una vez se mezclan los suelos con un aditivo, son inferiores a las requeridas para su posterior aceptación en vertedero.

Si bien esta solución se considera como una opción viable, resulta útil llevar a cabo el estudio la aplicación de este mismo proceso, pero de forma directa sobre el terreno, sin la necesidad de una excavación previa ni del posterior envío a vertedero.

De acuerdo con lo anterior, se propone llevar a cabo un tratamiento de solidificación-estabilización in situ sobre la parcela de Nitrastur. Los equipos empleados para acometer este tipo de trabajos son móviles, lo que supone una ventaja frente a otras técnicas al poder desplazarse y actuar directamente sobre la zona requerida.

Como se ha explicado en capítulos anteriores, la estabilización implica la transformación química de un contaminante en otro menos soluble. El hecho de que exista la presencia de contaminantes de distinta naturaleza, supone la necesidad de utilizar un mismo reactivo que sea capaz de estabilizarlos todos al mismo tiempo y esto, además de requerir importante desarrollo en laboratorio, resulta un trabajo muy complejo. Es por ello, que en este estudio de alternativas únicamente se va a considerar la solidificación del suelo, encerrando el material contaminado en una matriz estable, dura e inerte que imposibilite la movilidad de los elementos contaminantes que contiene.

La mezcla del suelo se puede realizar mediante dos sistemas, bien con un equipo de Deep Soil Mixing o uno de Jet Grouting. Este último se emplea principalmente en terrenos muy compactos y poco fracturados que requieren inyectar la solución solidificante a una presión elevada; sin embargo, no es el caso del terreno contaminado en Nitrastur, constituido por materiales de relleno no muy compactados. Por lo que se opta por el uso de un equipo de Deep Soil Mixing.

De igual manera, la técnica de Soil Mixing debe realizarse a partir de varias herramientas:

- Trench Mix: se trata de una sierra que se introduce en el suelo, cortando y mezclando al mismo tiempo y de manera homogénea los distintos materiales presentes e inyectados.
- Barrena simple, doble o triple: herramienta compuesta por varias palas de mezclado (Fig. 74) de un diámetro de 1m o más, introducidas en el suelo mediante un equipo de perforación.



Figura 74. Barrena doble de Deep Soil Mixing (Elaboración propia).

- Springsol: herramienta compuesta por dos aletas que se despliegan a la profundidad deseada (Fig. 75). Se emplea en emplazamientos en los que existen limitaciones en superficie, de forma que el diámetro de perforación aumenta a medida que el equipo desciende pudiendo alcanzar diámetros columnas de solidificación de 40 a 60 cm. La inyección de la solución solidificante se inyecta al igual que con una barrena normal, pero en este caso el equipo de perforación es mucho más pequeño y menos pesado.

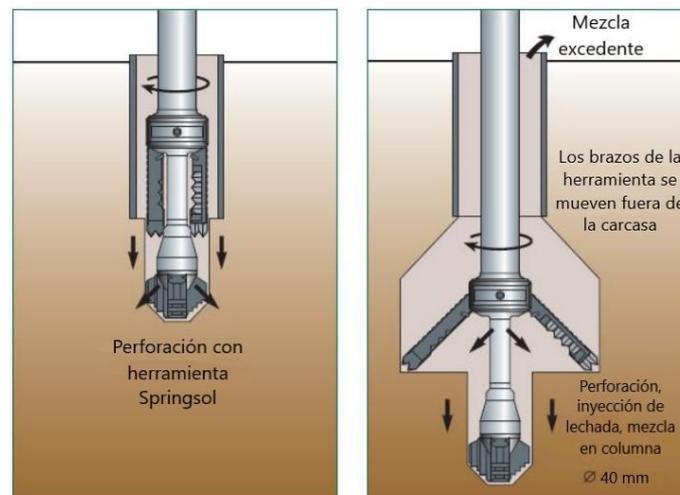


Figura 75. Esquema perforación con equipo Springsol (Elaboración propia).

Teniendo en cuenta la gran superficie a tratar y que en determinadas zonas la contaminación es muy puntual, la solución técnica que se considera para este emplazamiento es el Deep Soil Mixing realizado con una barrena de mezclado simple (Fig. 76). El uso de una máquina de este tipo requerirá la adecuación de la plataforma de trabajo para garantizar la estabilidad de la máquina y evitar asientos diferenciales que se puedan producir en el terreno.



Figura 76. Equipo de Deep Soil Mixing con barrena simple (Elaboración propia).

El dimensionamiento del tratamiento de Deep Soil Mixing está ligado a los siguientes parámetros:

- Definición de los trabajos de mezclado:
 - Mallado del emplazamiento y número de perforaciones
 - Rendimiento diario y tiempo de ejecución
- Selección del producto a inyectar:
 - Dosificación y cantidad
 - Calidad de la mezcla

La profundidad hasta la cual esta herramienta debe lograr una mezcla eficaz es 5 metros, esta profundidad se corresponde con el espesor de la capa de relleno instalada. Dado que la parcela tiene una superficie de 70.000 m², llevar a cabo la solidificación de toda la superficie requeriría un coste y unos plazos de tratamiento demasiado elevados. Es por ello, que previamente es necesario definir correctamente las zonas donde las concentraciones en contaminantes exceden los valores de intervención establecidos por ley y a partir de ahí estimar una superficie de actuación.

En lo que se refiere a la configuración de las columnas de perforación y mezclado, existen distintas formas para realizar un mallado (Fig. 77) y tratar toda la superficie considerada:

- Columnas tangentes, secantes o separados.
- Mallado regular o en hileras escalonadas.

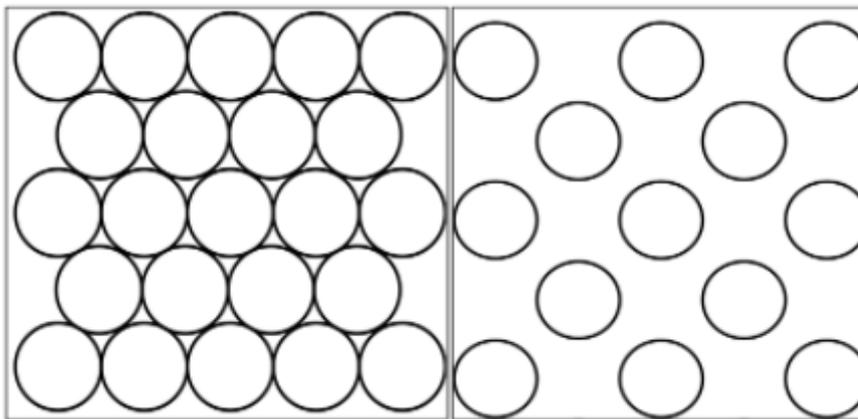


Figura 77. Configuración del mallado para realizar el Deep Soil Mixing (Elaboración propia).

Dada la gran cantidad de superficie a tratar y para una mejor optimización económica se puede considerar un mallado en hileras escalonadas de columnas separadas. Es importante destacar que la técnica de mezclado con la herramienta seleccionada no permite atravesar elementos gruesos (bloques de hormigón y otros). Así, en medida de lo posible, los elementos visibles en la superficie o en el subsuelo han de ser retirados a medida que avanza el frente de perforación de las columnas, utilizando una pala hidráulica.

A la hora de definir la cadencia y tiempos de ejecución de las columnas se requiere definir los siguientes parámetros:

- Tiempo de colocación de la herramienta de Soil Mixing.
- Tiempo de descenso (5 metros) de la herramienta de Soil Mixing
- Tiempo de mezclado e inyección de la solución solidificante

Estos parámetros dependen de las características físicas del material de relleno a perforar y de los ensayos de laboratorio que indicarán el tiempo de mezclado y la cantidad de solución a inyectar por unidad de tiempo.

La solución que inyectar será similar a la citada en puntos anteriores (DEC, 2009) y, consistirá en un material aglomerante que por norma general es cemento, agua y aditivos (bentonita o

aceleradores de fraguado), todos estos parámetros requieren ser verificados en laboratorio para garantizar la viabilidad técnica del proceso.

Además de la herramienta de Deep Soil Mixing, será necesario una planta de dosificación (Fig. 78) que sea capaz de producir la solución a inyectar y posteriormente, bombearla hasta el equipo de inyección. Esta instalación ha de contar con los siguientes equipos:

- Silos para el aglomerante, agua y los aditivos
- Sistema de tornillos sin fin y equipos de pesaje
- Tanque mezclador para introducir todos los componentes de la mezcla y producir una lechada de cemento con las características requeridas
- Tanque agitador que mantiene la mezcla en las condiciones adecuadas para su posterior bombeo a la herramienta de Soil Mixing
- Bomba hidráulica para agua + bomba hidráulica para lechada
- Cuadro eléctrico
- Cuadro de mando para controlar la dosificación de los materiales al tanque mezclador
- Tuberías de circulación de agua
- Manguera de circulación de la lechada



Figura 78. Vista de una planta de dosificación para Soil Mixing (Elaboración propia).

Toda esta instalación ha de ser montada sobre una losa de hormigón plana con la suficiente capacidad portante que evite movimientos indeseados de los equipos.

7.2 El Rucio

Este emplazamiento se ha seleccionado dada su cercanía a núcleos urbanos y al significativo riesgo que las aguas subterráneas contaminadas generan en sus inmediaciones. Además, representa una de las problemáticas recurrentes en el Principado de Asturias, la contaminación procedente de antiguas labores mineras asociadas al mercurio.

Si bien, El Terronal también podría haber sido objeto de estudio, la presencia cercana de una autopista, limitan la viabilidad técnica de la solución propuesta. Por ello, fue preferible seleccionar El Rucio cuya escombrera se sitúa muy cercana a la de El Terronal, pero no cuenta con el factor limitante de la autopista.

7.2.1 Contaminación

La prospección de la contaminación en este emplazamiento se limitó a la toma de muestras en la escombrera. Esto se debe a la topografía del emplazamiento, esta ha imposibilitado la realización de calicatas y sondeos mecánicos. Además, no se tomaron muestras de aguas al no encontrar puntos de agua en la proximidad de las labores mineras. Adicionalmente, a los estudios llevados a cabo por RYMOIL, se tomaron 15 nuevas muestras (Ordoñez, Alvarez & Loredó, 2012) cuyas concentraciones en metales se muestran a continuación:

| | As | Ba | Cd | Co | Cr | Cu | Fe | Hg | Ni | Pb | Sb | Zn |
|----------------|-------|----|------|-----|-----|----|-----|-------|-----|----|-----|----|
| El Rucio (n=9) | | | | | | | | | | | | |
| Min | 192 | 39 | <0.2 | <1 | 6 | 6 | 0.6 | 21 | 4 | 11 | <3 | 7 |
| Max | 2,057 | 88 | 0.30 | 23 | 191 | 39 | 5.8 | 1,984 | 123 | 68 | 6.0 | 75 |
| Mean | 879 | 52 | 0.20 | 6 | 60 | 18 | 3.4 | 295 | 25 | 33 | 3.7 | 31 |
| St. dev. | 693 | 15 | 0.04 | 9.2 | 53 | 12 | 1.7 | 637 | 40 | 16 | 1.3 | 26 |

Figura 79. Concentraciones en metales de las muestras tomadas en la escombrera de El Rucio (Ordoñez, Alvarez & Loredó, 2012).

Estos análisis ponen en evidencia la existencia de concentraciones en metales (As y Hg) superiores a los niveles establecidos por el Principado de (Resolución de 20 de marzo de 2014 [Consejería de Fomento, Ordenación del Territorio y Medio Ambiente]. Por la que se establecen los Niveles Genéricos de Referencia para metales pesados en Suelos del Principado de Asturias. 21 de abril de 2014).

La existencia de núcleos residenciales a 100 metros de la zona fuente (escombrera), implica que el medio más crítico, tanto por el riesgo cancerígeno como los riesgos tóxicos no cancerígenos sea el agua subterránea. En épocas de lluvias torrenciales, los materiales que conforman la escombrera pueden ser arrastrados a zonas de mayor permeabilidad y movilizar los contaminantes presentes a las aguas subterráneas afectando a los pozos de consumo cercanos (RYMOIL, 2001).

7.2.2 Tratamiento alternativo propuesto

Se propone el diseño de una barrera reactiva permeable de tipo filtros y puertas. Esta se instalará aguas abajo de la escombrera y foco de la contaminación, en el extremo de la escombrera siempre y cuando la topografía lo permita. El principal requisito de la instalación de esta barrera será su colocación de forma perpendicular al flujo del agua subterránea y situada entre la escombrera y el primer núcleo residencial identificado. Otro de los requisitos es que la

roca madre o capa impermeable no esté a una profundidad muy elevada para poder realizar el anclaje de la barrera.

Esta solución se diseñará para controlar y proteger el acuífero que alimenta los posibles pozos de consumo más cercanos. Su longitud deberá de ser como mínimo la misma que la de la escombrera en el sentido de flujo de las aguas. Esta solución requerirá un estudio de viabilidad técnica y un seguimiento/mantenimiento de la barrera durante el tiempo que este activa.

Existen dos opciones para la creación de la pared impermeable:

1. Sustitución del suelo por un “muro impermeable” (lechada de cemento/bentonita), mediante la excavadora de brazo largo o cuchara bivalva
2. Opción 2: Deep Soil Mixing en el lugar con un aglutinante (cemento), utilizando equipos como TrenchMix o mediante barrena simple, doble o triple. Las ventajas de la opción Soil Mixing son:
 - a. Una estanqueidad de la pantalla de 10-8 m/s
 - b. Ninguna o poca gestión de los materiales extraídos

Se considera que una impermeabilidad de 10-8 m/s del muro a instalar es más que suficiente para impedir el paso del flujo del agua y derivarlo hacia las puertas reactivas. Además, con el fin de optimizar los costes, la opción que se selecciona es la técnica SoilMixing.

Para la creación de muros que presentan una importante longitud, es más recomendable la opción de emplear una TrenchMix que una barrena helicoidal debido a su mayor velocidad de trabajo. Sin embargo, una de sus limitaciones es que requiere una plataforma de trabajo muy plana, y que en el caso de no existir sería necesario su construcción. Será necesario también que el suelo no presente ningún tipo de obstáculo en profundidad durante la realización de la pared.

Como se ha explicado, el muro impermeable se construirá mediante el proceso TrenchMix (Fig. 80), que permite construir un muro lineal continuo (en longitud y profundidad) en el terreno mediante la mezcla del suelo in situ con un aglutinante hidráulico (tipo cemento).

Este muro estanco se crea mediante una herramienta específica que no extrae la tierra, sino que la desestructura y la mezcla in situ en profundidad.

La ilustración siguiente muestra el principio de la técnica TrenchMix:

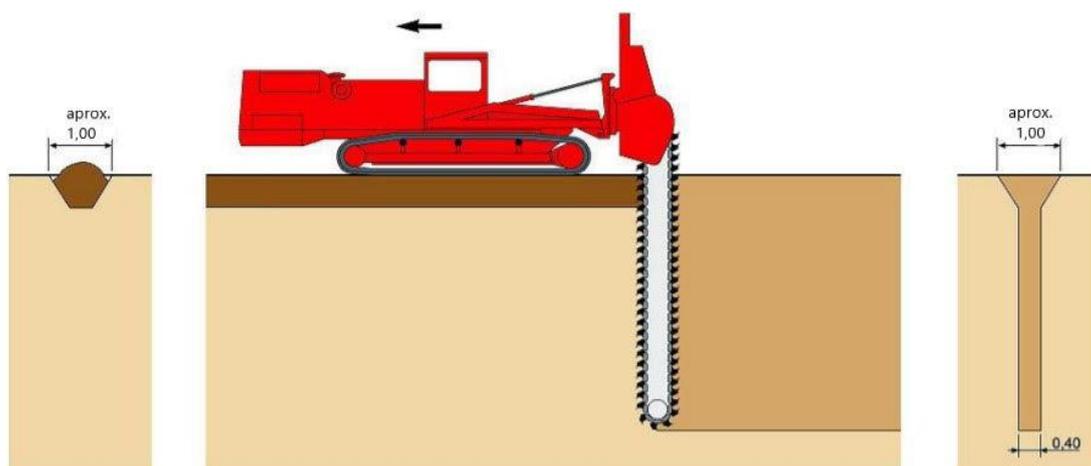


Figura 80. Esquema TrenchMix (Elaboración propia).

Por otro lado, el principio de las puertas filtrantes consiste en la colocación de filtros en el suelo a través de los cuales el agua es guiada para que los atraviese (Fig. 81). Al pasar por los cartuchos colocados en estos filtros, el agua se va depurando. Para el tratamiento tanto del arsénico como del mercurio presente en las aguas subterráneas, se prevé la instalación de filtros intercambiables, dado que el Principado de Asturias es una región con grandes periodos de fuertes precipitaciones durante el transcurso del año, rellenos con nanopartículas de hierro cero valente. Este agente reductor es capaz de reducir el arsénico V a su forma insoluble (Arseniato de hierro) siendo este retenido en el filtro. Para el caso del mercurio sería necesario llevar a cabo ensayos de laboratorio con muestras de agua representativas del emplazamiento para definir el reactivo a incluir en los cartuchos. Una de las ventajas de este sistema de puertas es poder instalar filtros en serie de distinto tipo para adaptar la solución a los múltiples contaminantes.

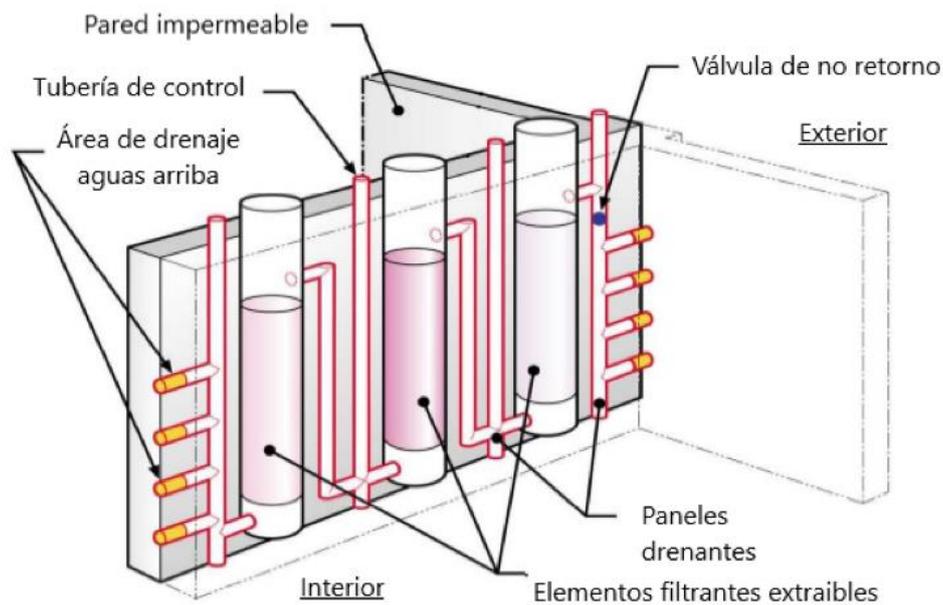


Figura 81. Esquema puertas reactivas (Elaboración propia).

Además, se instalarán tubos piezométricos aguas arriba y aguas abajo y entre cada filtro para seguir la evolución de la calidad del tratamiento. Para el correcto dimensionamiento de la barrera, es necesario establecer un espesor lo suficientemente grande para permitir un tiempo de contacto entre el agente reductor y el contaminante correcto. Adicionalmente, se establecerán una o más puertas en función de la longitud de la barrera.

Como se explicó con anterioridad la instalación de una barrera reactiva permeable requiere una buena planificación de los trabajos y el correspondiente estudio técnico. Un ejemplo de esquema y planificación de la obra puede ser el siguiente:

- Fase 0: Estudio inicial de viabilidad (caracterización complementaria y dimensionamiento)
 - o Objetivo: dimensionamiento preciso de la realización de la BPR a partir de los datos (geológicos, hidrogeológicos, geoquímicos) recibidos
 - o Esta fase inicial de estudio tiene como fin la validación de las hipótesis tomadas para el dimensionamiento

- Fase 1: Diagnóstico y seguridad
 - Objetivo: asegurar el terreno antes del inicio de los trabajos

- Fase 2: Trabajos preparatorios
 - Establecimiento de una correcta plataforma de trabajo
 - Realización de una zanja de reconocimiento para verificar la ausencia de obstáculos en el terreno

- Fase 3: Instalación del muro impermeable mediante Soil Mixing
 - El muro impermeable será realizado con el proceso TrenchMix mediante la mezcla del suelo con cemento

- Fase 4: Instalación de puertas filtrantes reactivas

- Fase 5: Verificación del buen funcionamiento & seguimiento anual de la BRP

8. Conclusiones

En primer lugar, se puede observar que la legislación en lo que se refiere a suelos contaminados es relativamente nueva, de ahí que muchos países no hayan aún incorporado aún las políticas necesarias de prevención de la contaminación. Esto genera un desconocimiento a la hora de hacer frente a la gestión de la contaminación presente en un suelo, no tan solo por parte de los productores de esta sino también de todas las personas implicadas de forma directa o indirecta, dificultando los trabajos para la designación de la parcela como contaminada. De esta forma, en muchos casos se opta por malas prácticas como pueden ser la no notificación de la contaminación, su sepultura o gestión de una forma medioambientalmente no sostenible. Concretamente, en el Principado de Asturias el no establecimiento de Niveles Genéricos de Referencia para metales pesados en los suelos (en 2014 publicados), junto con la ausencia de una legislación bien desarrollada para definir la contaminación de las aguas subterráneas y, el paso del tiempo entre la caracterización de los emplazamientos y el establecimiento de una estructura administrativa bien desarrollada, impiden la catalogación de los emplazamientos como contaminados y, por ende, su remediación. Todo esto conlleva a que, mientras no exista una legislación europea o nacional que incluya unas pautas y criterios comunes para la catalogación de espacios contaminados, los trabajos de remediación se retrasarán y como consecuencia de ello, el paso del tiempo provocará un mayor deterioro de estos emplazamientos con el consiguiente crecimiento de la dispersión espacial de la contaminación.

Este documento muestra la existencia de un importante número de tecnologías de tratamiento de suelos y aguas subterráneas contaminadas que pueden ser interesantes alternativas a las opciones más convencionales, como el confinamiento. Sin embargo, al tratarse de nuevas técnicas no aplicadas hasta el momento en España, desde la sociedad y la administración (empleo de agentes químicos, generación de vapores durante la descontaminación...) se observan con cierta reticencia, pudiendo en muchos casos llegando a descartarlas. Es por ello por lo que se debería de dar una mayor visibilidad y financiación a proyectos de investigación que tengan como objetivo la aplicación de estas nuevas tecnologías alternativas y, así garantizar su viabilidad técnica y económica para su posterior aplicación.

Por último, hay que destacar que los proyectos de descontaminación requieren una serie de análisis y estudios de laboratorio para definir de forma correcta la solución a implantar, lo que supone un desembolso económico elevado. Por ello, es necesario concienciar a las personas que han de acometer de forma obligatoria los trabajos de descontaminación de sus parcelas, de que es necesario invertir en la etapa investigación y que a la larga conllevará a un menor gasto. La realización de una buena campaña de prospección de la contaminación o el estudio a escala piloto o de laboratorio de las alternativas de tratamiento, pueden lograr reducir en gran medida los riesgos asociados a este tipo de proyectos. Esto permitirá reducir los niveles de contaminación hasta cumplir con la legislación, empleando medidas duraderas y medioambientalmente sostenibles.

9. Bibliografía

Goyoaga, A. (2021). *Zaldibar, un año del derrumbe que sacudió Euskadi*. La Vanguardia. Recuperado de <https://www.lavanguardia.com/local/paisvasco/20210206/6227118/zaldibar-ano-derrumbe-sacudio-euskadi-pais-vasco-vertedero.html>

Real Decreto 9/2005, de 14 de enero, por el que se establece la relación de actividades potencialmente contaminantes del suelo y los criterios y estándares para la declaración de suelos contaminados. *Boletín Oficial del Estado*, núm. 15, sec. I, de 18 de enero de 2005, 1833 a 1843. Recuperado de <https://www.boe.es/buscar/doc.php?id=BOE-A-2005-895>

Ley 26/2007, de 23 de octubre, de Responsabilidad Medioambiental. *Boletín Oficial del Estado*, núm. 255, sec. I, de 24 de octubre de 2007, 43229 a 43250. Recuperado de <https://www.boe.es/buscar/doc.php?id=BOE-A-2007-18475>

Ley 22/2011, de 28 de julio, de residuos y suelos contaminados. *Boletín Oficial del Estado*, núm. 181, de 29 de julio de 2011. Recuperado de <https://www.boe.es/buscar/act.php?id=BOE-A-2011-13046>

Real Decreto Legislativo 1/2016, de 16 de diciembre, por el que se aprueba el texto refundido de la Ley de prevención y control integrados de la contaminación. *Boletín Oficial del Estado*, núm. 316, sec. I, de 31 de diciembre de 2016, 91806 a 91842. Recuperado de <https://www.boe.es/buscar/doc.php?id=BOE-A-2016-12601>

Herreros, F., Cerezo, A., Laguna, J., Perucha, C. y Sainz, R. (2008). Guía de planes de control y seguimiento de actividades potencialmente contaminantes. *Plan Regional de Suelos Contaminados (2006-2016)*. Recuperado de http://www.madrid.org/cs/Satellite?blobcol=urldata&blobheader=application%2Fpdf&blobheadername1=Content-Disposition&blobheadervalue1=filename%3DGuia_Plan_control_seguimiento_del_suelo.pdf&blobkey=id&blobtable=MungoBlobs&blobwhere=1352901088612&ssbinary=true

MITECO (2007). *Guía Técnica de aplicación del RD 9/2005, de 14 de enero, por el que se establece la relación de actividades potencialmente contaminantes del suelo y los criterios para la declaración de suelos contaminados*. Recuperado de https://www.miteco.gob.es/es/calidad-y-evaluacion-ambiental/temas/suelos-contaminados/guia_tecnica_contaminantes_suelo_declaracion_suelos_tcm30-185726.pdf

ENAC. (2021). *Inspección y organismos de control (UNE EN ISO IEC 17020)*. Entidad Nacional de Acreditación. Recuperado de https://www.enac.es/documents/7020/3240992/INSP_TS_FERROVIARIO%28002%29.pdf/daef

[0bb1-2b3f-4e3f-8308-e7e93cdc5deb](#)

BRGM. (2010). *Quelles techniques pour quels traitements – Analyse coûts – bénéfiques*. (Rapport Final). Recuperado de <https://infoterre.brgm.fr/rapports/RP-58609-FR.pdf>

(Rodríguez, N., McLaughlin, M. y Pennochk, D. (2019). *La contaminación del suelo: una realidad oculta*. FAO. Recuperado de <http://www.fao.org/3/I9183ES/i9183es.pdf>

Domènech, J.P., Lillo, J. y Molinelli, L. (s.f.) *Suelos contaminados*. Congreso Nacional del Medio Ambiente, Cumbre del Desarrollo Sostenible. Recuperado de https://digital.csic.es/bitstream/10261/23499/1/CONAMA09.%20GrupoTrabajo.SuelosContaminados_final.pdf

Decreto 60/2015, de 28 de abril, sobre las entidades colaboradoras de medio ambiente. *Diario Oficial de la Generalitat de Cataluña*, núm. 6862, de 30 de abril de 2015. Recuperado de https://noticias.juridicas.com/base_datos/CCAA/551863-d-60-2015-de-28-abr-ca-cataluna-entidades-colaboradoras-de-medio-ambiente.html

Decreto 199/2006, de 10 de octubre, por el que se establece el sistema de acreditación de entidades de investigación y recuperación de la calidad del suelo y se determina el contenido y alcance de las investigaciones de la calidad del suelo a realizar por dichas empresas. *Boletín Oficial del País Vasco*, núm. 213, de 8 de noviembre de 2006. Recuperado de <http://www.euskadi.eus/bopv2/datos/2006/11/0605516a.pdf>

Colina, A., García, N., Salgado, L. y Sierra, I.A. (2017). *Revisión del Inventario de Suelos Contaminados del Principado de Asturias*. INDUROT.

Gobierno del Principado de Asturias (s.f.). *Inventario de suelos contaminados*. Recuperado de <https://www0.asturias.es/portal/site/medioambiente/menuitem.1340904a2df84e62fe47421ca6108a0c/?vgnnextoid=271c025ae1ee1210VgnVCM10000097030a0aRCRD&i18n.http.lang=es>

Gobierno del Principado de Asturias (s.f.). *La situación de los suelos en Asturias*. Recuperado de <https://www0.asturias.es/portal/site/medioambiente/menuitem.1340904a2df84e62fe47421ca6108a0c/?vgnnextoid=059decb62ffe3510VgnVCM10000098030a0aRCRD&vgnnextchannel=2ae54d067ddb9410VgnVCM10000098030a0aRCRD&i18n.http.lang=es>

Boente, C., Sierra, C., Rodríguez-Valdés, E., Menéndez-Aguado, J.M. y Gallego, J.R. (2016). Soil washing optimization by means of attributive análisis: Case study for the removal of potentially toxic elements from soil contaminated with pyrite ash. *Journal of Cleaner Production*.

UNIOVI (2012). Innovative and Demonstrative Arsenic Remediation Technologies for Soils. *LIFE I+DARTS*.

Díaz, P. (2016). *Remediación de suelos contaminados en una antigua explotación de mercurio*. (Trabajo fin de grado)

RYMOIL (2021). *Inventario y caracterización de suelos contaminados del Principado de Asturias (Expediente AT/2000/58-97)*. Consejería de Medio Ambiente del Principado de Asturias.

Basteiro, C.M. (2013). *Fomento expedienta a dos empresas por derribar la mina de Soterraña*. La Nueva España. Recuperado de <https://www.lne.es/caudal/2013/04/19/fomento-expedienta-empresas-derribar-mina-20666024.html>

RYMOIL (2007). *Caracterización medioambiental de suelos, Langreo Norte – Barros*. Ayuntamiento de Langreo.

DEC (2009). *Proyecto de Ejecución de Obras de Instalación de Red Piezométrica y Realización de Ensayos de Tratamiento de Suelos en la Parcela Situada en la Avenida Pablo Picasso n°73, en la localidad de La Felguera (Langreo), Asturias*. SERPA.

Ordoñez, A., Álvarez, R. y Loredó, J. (2012). Asturian mercury mining district (Spain) and the environment : a review. *Mining and the environment – Understanding processes, assesing impacts and devolving remediation*.

Resolución de 20 de marzo de 2014, de la Consejería de Fomento, Ordenación del Territorio y Medio Ambiente, por la que se establecen los Niveles Genéricos de Referencia para metales pesados en Suelos del Principado de Asturias. *Boletín Oficial del Principado de Asturias, núm. 91*, de 21 de abril de 2014.

Consulnima (2009). *Descontaminación de Suelos en la parcela de Química Alba, Llanera (Asturias) – Informe final de los trabajos de descontaminación. Meta inversión*.